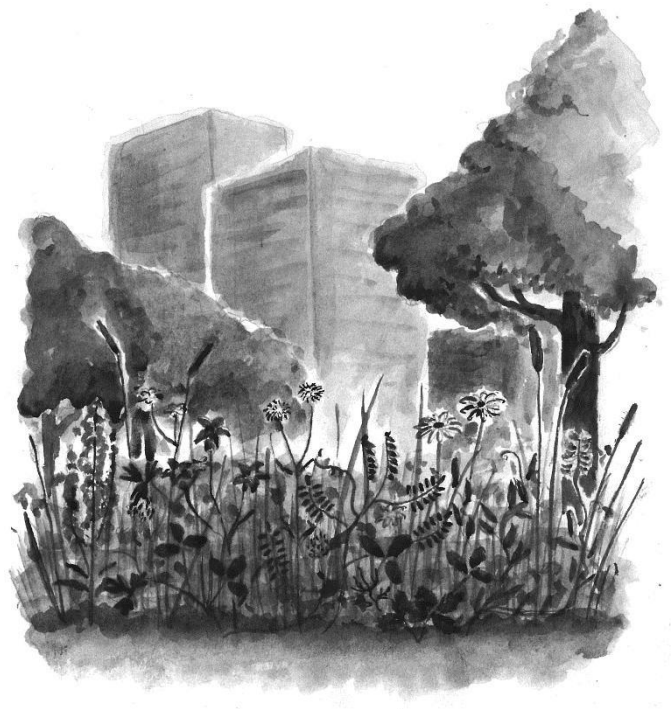


HELSINGIN YLIOPISTO

Pääkaupunkiseudun viherrakenteen arvotus Zonation- menetelmällä



Joel Jalkanen
Pro gradu -tutkielma
Ekologia ja evoluutiobiologia
Biotieteiden laitos
Helsingin yliopisto
Tammikuu 2016



Tiedekunta – Fakultet – Faculty Bio- ja ympäristötieteellinen tiedekunta		Laitos – Institution– Department Biotieteiden laitos
Tekijä – Författare – Author Joel Jalkanen		
Työn nimi – Arbetets titel – Title Pääkaupunkiseudun viherrakenteen arvotus Zonation-menetelmällä		
Oppiaine – Läroämne – Subject Ekologia ja evoluutiobiologia		
Työn laji – Arbetets art – Level Pro gradu	Aika – Datum – Month and year 01/2016	Sivumäärä – Sidoantal – Number of pages 85 + liitteet 29 s.
Tiivistelmä – Referat – Abstract <p>Työssä arvoitettiin pääkaupunkiseudun (Helsinki, Espoo, Vantaa, Kauniainen) alueet Zonation-nimisellä, ekologiaan pohjaavaan maankäytön suunnitteluun tarkoitettulla ohjelmistolla. Työn tarkoituksena oli tutkia, miten eri alueet tukivat biodiversiteettiä ja välillisesti myös ekosysteemipalveluja. Lisäksi tutkittiin, miten Helsingin yleiskaavaehdotus muuttaisi tärkeimpien luontoarvojen sijainteja ja esiintymistasoja koko pääkaupunkiseudun tasolla.</p> <p>Lähtöaineistoina käytettiin kahdeksaa eri eliöryhmää koskevia asiantuntija-arviointoja, joissa erilaisia kaupunkibiotooppeja oli arvoitettu sen mukaan, kuinka hyvin biotoopit tukevat eliöryhmien lajirikkautta ja vaateilaita lajeja. Erilaisia paikkatietoaineistoja yhdistelemällä luotiin asiantuntija-arvioinnin biotooppiluokittelua vastaava kaupunkibiotooppikartta, josta muokattiin eri eliöryhmiä tukevien alueiden soveltuvuuskartat asiantuntijavastausten perusteella. Soveltuvuuskartat tehtiin kuvaamaan erikseen nykytilaa sekä tilannetta, jossa Helsingin yleiskaava 2050 -ehdotuksen mukainen maankäyttö on toteutunut. Soveltuvuuskarttojen perusteella suoritettiin Zonation-priorisointianalyysit.</p> <p>Ennakkoon laadukkaiksi arvioidut kaupunkibiotoopit, kuten järvet rantavyöhykkeineen, ruderaatit, kedot, kartanopuistot, merenrantaniityt ja lehdot, korostuivat myös Zonation-priorisoinnin jälkeen pääkaupunkiseudun kaikkein arvokkaimpina alueina. Sen sijaan nykyiset asuin- ja muut tehokkaasti rakennetut alueet olivat vähiten arvokkaita alueita, eikä niiden tiivistäminen juuri uhkaa tämän työn tulosten mukaan pääkaupunkiseudun biodiversiteettiä tai ekosysteemipalveluita. Helsingin yleiskaavaehdotus vaikuttaa jonkin verran luontoarvoihin pääkaupunkiseudulla. Kaavaehdotus ei kuitenkaan tuhoa merkittävässä määrin eri eliöryhmille soveltuvia alueita, vaikka ehdotuksessa esitetään rakentamista myös pääkaupunkiseudun arvokkaimmille alueille: eliöryhmiä tukevia alueita menetettiin keskimäärin 3,3 %.</p> <p>Helsingin maankäytön muutokset heijastuivat myös muiden pääkaupunkiseudun kaupunkien luontoarvojen sijoittumiseen, joten seutua tulisi käsitellä kokonaisuutena biodiversiteettikysymyksissä.</p> <p>Kaupunkiluonnon suojelussa korostuvat yksittäisten lajien suojelun sijasta kaupunkiluonnon monitoiminnallisuuden ja ekosysteemipalvelujen turvaaminen. Näiden asioiden tarjoamisessa biodiversiteetillä on kuitenkin kriittinen rooli, joten se tulisi huomioida maankäytössä mahdollisimman kattavasti. Spatiaalinen suojelupriorisointi soveltuu hyvin osaksi kaupunkiseutujen ekologisesti kestävän maankäytön suunnittelua, kunhan lähtöaineistojen laatuun kiinnitetään huomiota ja priorisoinnin erilaiset epävarmuudet ja rajoitteet tunnistetaan riittävän ajoissa.</p>		
Avainsanat – Nyckelord – Keywords Spatiaalinen suojelupriorisointi, Zonation, kaupunkiluonnon suojelu, Helsinki, pääkaupunkiseutu		
Ohjaaja tai ohjaajat –Handledare – Supervisor or supervisors Atte Moilanen		
Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited Ekologian ja evoluutiobiologian osasto		
Muita tietoja – Övriga uppgifter – Additional information		



Tiedekunta – Fakultet – Faculty Faculty of Biological and Environmental Sciences		Laitos – Institution– Department Department of Biosciences	
Tekijä – Författare – Author Joel Jalkanen			
Työn nimi – Arbetets titel – Title Spatial Conservation Prioritization of the Green Infrastructure of the Helsinki Metropolitan Area Using the Zonation Method			
Oppiaine – Läroämne – Subject Ecology and Evolutionary Biology			
Työn laji – Arbetets art – Level Master's thesis		Aika – Datum – Month and year 01/2016	Sivumäärä – Sidoantal – Number of pages 85 pp. + supplementary 29 pp.
Tiivistelmä – Referat – Abstract <p>Biotores and biodiversity within the Metropolitan Area of Helsinki (cities of Helsinki, Espoo, Vantaa & Kauniainen) were prioritized with a spatial conservation prioritization software called Zonation. The aim of the thesis was to examine how different, largely urban or semi-urban, areas supported biodiversity and thus, indirectly, ecosystem services provisioning. Furthermore, the effects of the new City of Helsinki Strategic Plan on the prioritization were examined.</p> <p>The analyses were based on expert elicitations, in which different urban biotores were evaluated in terms of how well they supported species richness and the occurrence of specialist species of 8 taxonomic groups. Following the biotope classification, an urban biotope map was compiled from various GIS sources. Based on the expert answers, these biotope maps were then converted to suitability maps for each of the eight taxonomic groups. The urban biotope map, as well as the suitability maps, were made according to two land-use versions: current land-use in the research area, and a scenario describing the actual City of Helsinki Strategic Plan 2050. Separate Zonation prioritizations were then made for both scenarios.</p> <p>Urban biotores a-priori evaluated as important for biodiversity, such as lakes and their shores, ruderal areas, dry meadows, manor yards, shoreline meadows and herb-rich forests, became emphasized in Zonation prioritizations as well, whereas the currently heavily built areas received lowest conservation priority in the analysis. Thus, according to this study, densification of the current residential and built-up areas does not threaten the urban biodiversity or ecosystem services of the Metropolitan Area of Helsinki. According to the present analysis, the new Helsinki Strategic Plan would have some relatively small effects on biodiversity in the research area. While the plan proposes development in some top-value biodiversity areas, the estimated effects of the plan were on average only a 3.3% loss of biotores across taxonomic groups. Nevertheless, the plans of Helsinki could influence biodiversity priority areas in neighboring cities, and I recommend that the broader Metropolitan Area should be treated as a whole from the perspective of urban biodiversity.</p> <p>Rather than preserving sets of defined species, multi-functionality and ecosystem services provided by urban biodiversity should be emphasized when planning for urban nature conservation. As biodiversity ultimately underlies and supports both of these objectives, it should be central in the urban planning as well. Spatial conservation prioritization can well be used for ecologically sustainable urban planning, as long as the quality of the input data is taken care of and different uncertainties and limitations of the analyses are recognized in interpretation.</p>			
Avainsanat – Nyckelord – Keywords Spatial conservation prioritization, Zonation software, urban nature conservation, Helsinki, Helsinki Metropolitan Area			
Ohjaaja tai ohjaajat –Handledare – Supervisor or supervisors Atte Moilanen			
Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited Unit of Ecology and Evolutionary Biology			
Muita tietoja – Övriga uppgifter – Additional information			

Sisällysluettelo

1	Johdanto	1
1.1	Kaupungistuminen ja sen vaikutukset biodiversiteettiin	1
1.1.1	Voimat kaupungistumisen takana	1
1.1.2	Kaupungit ovat omalaatuisia elinympäristöjä	3
1.1.3	Kaupunkiluonnon tarjoamat ekosysteemipalvelut	5
1.1.4	Kaupunkien kasvun vaikutukset biodiversiteettiin	8
1.2	Spatiaalinen suojelupriorisointi kaupunkiympäristössä	10
1.2.1	Spatiaalinen suojelupriorisointi yleisesti	10
1.2.2	Spatiaalinen suojelupriorisointi kaupungeissa	14
1.3	Tutkielman tavoitteet	15
2	Aineisto ja menetelmät	17
2.1	Tutkimusalue	17
2.1.1	Kaupunkirakenne	18
2.1.2	Luonto	18
2.2	Zonation-ohjelma alueidenvälisessä priorisoinnissa	19
2.3	Analyysien kuvaus	20
2.3.1	Asiantuntija-arviointi	21
2.3.2	Kaupunkibiotooppikartta ja soveltuvuuskartat	22
2.3.3	Zonation-analyysit	25
2.3.4	Helsingin kasvunäkymien vaikutukset viherrakenteeseen	27
3	29
3.1	Kaupunkibiotooppikartta ja soveltuvuuskartat	29
3.2	Pääkaupunkiseudun viherrakenteen arvokkaimmat kohteet	31
3.2.1	Osa 1: Priorisointi ilman eri painoarvoja	31
3.2.2	Osa 2: Priorisointi painotusten kanssa	34
3.3	Tulevaisuuden kasvunäkymien vaikutukset viherrakenteeseen	39

4	Tulosten tarkastelu	47
4.1	Miten tämän tutkielman tuloksia tulee tulkita?	47
4.2	Miten tulokset tulisi huomioida kaupunkisuunnittelussa?	50
4.3	Onko spatiaalinen suojelupriorisointi mielekästä kaupungeissa?	53
4.4	Mallinnukseen pitää suhtautua kriittisesti	56
5	Johtopäätökset	58
6	Kiitokset	61
	Lähdeluettelo	62

Kannen kuva: Anni Virolainen

1 Johdanto

Maailman väestöstä 54 % eli 3,9 miljardia ihmistä asuu kaupungeissa, ja luku on kasvamaan päin: vuonna 2050 kaupunkilaisia arvioidaan olevan maailmassa jo 5,5 miljardia (Yhdistyneet kansakunnat 2014). Samalla biodiversiteetti jatkaa köyhtymistään niin maailmassa (Butchart ym. 2010) kuin Suomessakin (Rassi ym. 2010). Biodiversiteetin suojeluyrityksistä huolimatta lajien sukupuuttotahti on satoja kertoja nopeampi verrattuna aikaan ennen ihmistä (Barnosky ym. 2011). Kaupunkien laajeneminen on yksi biodiversiteettiä uhkaava tekijä (Seto ym. 2012). Kaupunkiympäristöt ovat kuitenkin biodiversiteetiltään rikkaita (Kühn ym. 2004), ja myös kaupungit on nähty tärkeinä biodiversiteetin ja sen tarjoamien ekosysteemipalvelujen ylläpitämisessä (Ricketts & Imhoff 2003, Niemelä ym. 2010).

Spatiaalinen suojelualuepriorisointi (engl. *spatial conservation prioritization*) on suojelubiologiaan kuuluva tieteenala, jonka avulla pyritään löytämään tarkasteltavien alueiden arvokkaimmat biodiversiteettikohteet sekä optimoimaan alueiden luonnonsuojelua, kun käytössä oleva raha tai sosiaalis-poliittiset seikat rajoittavat päätöksentekoa (Kukkala & Moilanen 2013). Spatiaalisen suojelupriorisoinnin työkaluja on peräänkuulutettu myös kaupunkiluonnon turvaamisessa (Gaston ym. 2013). Tässä pro gradu -työssä käytettiin Zonation-nimistä spatiaalista suojelupriorisointisovellusta kaupunkiluonnon arvokohteiden löytämiseksi Helsingin seudulla.

1.1 Kaupungistuminen ja sen vaikutukset biodiversiteettiin

1.1.1 Voimat kaupungistumisen takana

Kaupungistuminen on maailmanlaajuinen ilmiö (Yhdistyneet kansakunnat 2014), jonka voidaan sanoa alkaneen nykyisenlaisena 1800-luvulla teollistumisen myötä. Kaupungistuminen on kiihtynyt globaalilla tasolla voimakkaasti 1960-luvulla, ja se on sittemmin kiihtynyt entisestään (Berry 2010). Myös Suomessa kaupungistumisen voidaan sanoa alkaneen 1800-luvun lopulla ja kiihtyneen voimakkaasti 1950–1970-luvuilla (Laakso & Loikkanen 2004).

Kaupungistumista jouduttavat monet tekijät. Historiallisesti kaupungistuminen on liittynyt elinkeinorakenteen murrokseen, kun alkutuotannon tekninen kehitys on korvannut ihmistyöntekijät (Berry 2010). Vastaava prosessi on käynnissä nytkin, etenkin kehitysmaissa: kun maaseudulla ei riitä töitä, ihmiset muuttavat kaupunkeihin paremman elämän toivossa (Lambin ym. 2001).

Myös kehittyneissä maissa taloudellinen toimeliaisuus kasvattaa kaupunkia. Kaupungeissa on laajemmat työllistymismahdollisuudet, mikä ajaa ihmisiä maaseudulta kaupunkiin. Toisaalta työnantajien näkökulmasta kaupungit ovat maaseutua houkuttelevampia suuremman työntekijäpoolin vuoksi. Kaupungeissa työntekijöiden on helpompi löytää itselleen juuri sopiva työnantaja ja yritysten itselleen juuri sopiva työntekijä (Andersson ym. 2007). Kaupungeissa tapahtuukin maaseutua enemmän taloudellisia ja teknisiä innovaatioita, ja kaupunkien talous on maaseutua vilkkaampaa (Carlino ym. 2007).

Tiiviissä kaupungissa tuotetaan myös vähemmän liikenteen kasvihuonekaasupäästöjä, koska liikennetarve on maaseutuun verrattuna vähäisempi ja joukkoliikenne kannattavampaa (Norman ym. 2006). Tiiviisti rakennetut kaupungit vaativat myös hajanaisia taajamia ja maaseutua vähemmän infrastruktuuria, mikä tulee usein kansantaloudellisesti halvemmaksi (Carruthers & Ulfarsson 2002).

Kaupunkien kasvu voi myös tuottaa erilaisia ongelmia, kuten erilaisten sairauksien lisääntymistä (Godfrey & Julien 2005). Kaupunkilaisten korkea elintaso maaseudun asukkaisiin verrattuna voi myös johtaa korkeampaan elintarvikkeiden ja materiaalien kulutukseen: esimerkiksi Ottelin ym. arvioivat (2015), että Suomessa kaupunkilaisten hiilijalanjälki oli korkeamman elintason ja kulutuksen vuoksi noin 3 tonnia suurempi kuin maaseudun asukkailla. Kaupunkien kehitys ja toiminta sekä kaupunkilaisten kulutus vaativat paljon erilaisia resursseja kaupunkien ulkopuolelta; esimerkiksi Itämeren alueen kaupunkien on arvioitu tarvitsevan omaan kokoonsa nähden satoja kertoja suuremmat alueet metsä-, pelto- ja merialueita täyttääkseen asukkaidensa kulutustarpeet (Folke ym. 1997).

1.1.2 Kaupungit ovat omalaatuisia elinympäristöjä

Kaupungit eroavat maaseudun elinympäristöistä monessa suhteessa (Niemelä 2000). Vaikka ekologiset prosessit ”toimivat” kaupunkiympäristöissä samalla tavalla kuin maaseudulla, voidaan kaupunkiympäristöillä havaita olevan erilaisia ominaispiirteitä, jotka vaikuttavat myös kaupunkiluontoon, ja jotka tulisi huomioida myös kaupunkisuunnittelussa (Niemelä 1999).

Ihmisten rakentama infrastruktuuri muokkaa kaupunkien abioottisia eli elottomia olosuhteita, mikä heijastuu myös kaupunkien lajistoon (McDonnell ym. 1997). Kaupungeissa on lämpimämpää kuin ympäröivällä maaseudulla, sillä rakennukset ja asfaltti pidättävät auringon lämpösäteilyä ja varastoivat lämpöä kasvillisuutta tehokkaammin (Parlow 2011), ja koska liikenteestä, ilmastoinnista ja muusta ihmistoiminnasta vapautuu lämpöenergiaa kaupunkiympäristöön (Kuttler 2008). Ilmiötä kutsutaan kaupunkien lämpösaarekeilmiöksi. Esimerkiksi Fogelberg ym. mittasivat vuonna 1973 Helsingin ydinkeskustan talvilämpötilojen olevan jopa 5 °C lämpimämpiä kuin esikaupunkivyöhykkeellä. Kaupunkien korkeampi lämpötila ja lämpösumma näkyvät esimerkiksi kaupunkien kasvien aikaistuneena fenologiana (Rötzer ym. 2000). Kaupunki-ilmaston sisäiset lämpötilanvaihtelut voivat myös aiheuttaa maan tasossa voimakkaita tuulenpuuskia, vaikka yleisesti kaupungeissa tuulen nopeus on ympäröivää maaseutua pienempi (Kuttler 2008).

Kaupunki-ilmassa on myös paljon erilaisia partikkeleja ja saasteita, jotka ovat pääosin peräisin liikenteen, teollisuuden, voimalaitosten ja kotitalouksien päästöistä (Kuttler 2008). Ilmansaasteet voivat rajoittaa herkimpien lajien esiintymistä kaupungeissa (esim. Alstad ym. 1982, Ranta 2001).

Kaupungit poikkeavat myös hydrologialtaan ympäröivästä maaseudusta. Kaupunkien sadanta on maaseutua suurempi, sillä kaupunkien ilma on lämpösaarekeilmiön vuoksi kosteampaa kuin ympäröivällä maaseudulla, ja kaupunki-ilmassa olevat partikkelit ja epäpuhtaudet toimivat sadepisaroiden tiivistymisytiminä (Shepherd 2005). Koska kaupungeissa on paljon päällystettyä, vettä läpäisemätöntä pintaa, veden pintavalunta on maaseutua runsaampaa ja pohjavalunta vastaavasti vähäisempää (Gaston ym. 2010). Kaupunkien pintavalunnan mukana vesistöihin ja

muihin ekosysteemeihin kulkeutuu myös erilaisia epäpuhtauksia ja saasteita (Paul & Mayer 2008).

Kaupungit ovat myös maaperältään huomattavan erilaisia maaseutuun verrattuna. Kaupungeissa maaperää on muokattu paljon, ja maalajit voivat vaihdella huomattavasti pienellä alueella. Kaupungeissa maaperään kulkeutuu myös maaseutuun verrattuna paljon erilaisia saasteita ja myrkyllisiä aineita (Sauerwein 2011).

Kaupungit eroavat maaseudusta myös bioottisilta eli elollisilta olosuhteiltaan (Niemelä 1999, Niemelä 2000). Kaupunkiluonnon suurin yksittäinen bioottinen ominaispiirre on – ehkä vähemmän yllättäen – suuri ihmisvaikutus (Niemelä 2000). Kaupungeissa on runsaasti ihmisten aiheuttamaa kulutusta ja häirintää, joka vaikuttaa myös kaupunkiympäristön lajistoon. Hyvä esimerkki on tallaus, joka vaikuttaa esimerkiksi kaupunkimetsien uudistumiseen (Lehvävirta & Rita 2002) ja maakiitäjäislajiston monimuotoisuuteen (Grandchamp ym. 2000). Myös lemmikkien suuri määrä vaikuttaa kaupunkien lajistoon; esimerkiksi kissojen suuri tiheys voi alentaa kaupunkien pikkulintujen poikastuottoa (esim. Baker ym. 2005). Kaupunkien ravinnekierto on myös usein voimakkaasti muokattua: biomassaa kuljetetaan viheralueilta paljon pois, toisaalta joitakin viheralueita lannoitetaan (Robbins & Sharp 2010).

Yleisesti kaupunkien lajimäärät ovat alhaisimmillaan tiiveimmillä kaupunkialueilla, ja lajimäärät kasvavat ihmiskulutuksen vähetessä. Joillakin eliöryhmillä lajimäärät ovat korkeimmillaan keskivahvan kulutuksen alueilla, kuten esikaupunkialueilla, joillain taas matalan kulutuksen alueilla, kuten maaseudulla ja kaupunkien reunoilla (McKinney 2008). Korkean kulutuksen alueilla muutamat yksittäiset lajit vallitsevat (esim. Chudzicka & Skibinska 1994, Grandchamp ym. 2000, Chace & Walsh 2006). Kuitenkin verrattain voimakkaalle ja tiheälle kulutukselle altistuvien joutomaiden on havaittu olevan hyvin lajirikkaita muihin kaupunkiympäristöihin verrattuna (Gödde ym. 1995, Ranta ym. 1997).

Kaupunkien maankäyttö ja viheralueiden kulutus vaihtelee paljon pienessä mittakaavassa, jolloin myös erilaisia elinympäristöjä on kaupungeissa paljon (Cadenasso ym. 2007). Toisaalta kaupunkien elinympäristölaikut ovat usein pieniä ja

eristyksissä, mikä voi muodostaa leviämiseen joillekin lajeille (Connor ym. 2002). Kaupunkiympäristöjen onkin havaittu tukevan lajeja, joilla on hyvä leviämiskyky (McKinney 2002).

Se, selviääkö laji kaupunkiympäristöissä vai ei, riippuu monesta lajin ominaisuudesta, kuten lajin lisääntymisajankohdasta ja -tavasta, fysiologisista ominaisuuksista, rohkeudesta, yksilön koosta ja leviämiskyvystä (Evans 2010). Kaupunkiympäristöjen voidaan myös ajatella vaikuttavan kaupungissa elävien eliöiden evoluutioon luomalla erilaisia valintapaineita (*sensu* Darwin 1859), minkä pitäisi johtaa muutoksiin lajien fysiologiassa, morfologiassa ja käyttäytymisessä. Näin on jo havaittu käyneen: eräät brasilialaiset kaupunkilaismuurahaiset kestävät maaseudun lajitovereitaan paremmin kuumuutta (Angilletta ym. 2007), erään maakiitäjäislajin yksilöt olivat sitä pienempiä, mitä kaupunkimaisemmassa ympäristössä ne elivät (Weller & Ganzhorn 2004), ja kaupunkilaiskojoottien on havaittu olevan aktiivisempia yöaikaan kuin maaseudun lajitoverinsa (McClennen ym. 2001).

Kaupunkeihin kerääntyy myös paljon erilaisia lajeja ympäröivältä maaseudulta ja jopa toisista maanosista ihmisten tietoisesti tai tahattomasti kuljettamana. Erityisen paljon tulokaslajeja on voimakkaan kulutuksen alueilla (Kowarik 2008). Kaupunkeihin kulkeutuu paljon vieraslajeja liikenteen mukana (Kowarik 2008) ja puutarhojen ja puistojen istutuksista leviämällä (Smith ym. 2006). Jotkin vieraslajit voivat uhata kaupunkien alkuperäislajistoa (McKinney 2006), mutta vieraslajien voidaan katsoa myös rikastuttavan kaupunkiluontoa (Kurtto & Uotila 1999).

1.1.3 Kaupunkiluonnon tarjoamat ekosysteemipalvelut

Ekosysteemipalveluilla tarkoitetaan kaikkia niitä hyötyjä, joita luonto ja siinä tapahtuvat prosessit tarjoavat ihmisille (Costanza ym. 1997). Ekosysteemipalvelujen käsite on nostattanut painoarvoaan huomattavasti ekologian ja ympäristötieteiden alalla 1990-luvun lopulta lähtien, ja se on onnistunut lähentämään talousajattelua ja luonnonsuojelubiologiaa keskenään (Fisher ym. 2009, McDonald & Marcotullio 2011). Erilaisia ekosysteemipalveluita voidaan listata lukemattomia, ja ne voivat vaikuttaa eri mittakaavassa. Ekosysteemipalveluita voidaan myös yrittää kvantifioida (esim. Van Berkel & Verburg 2014), ja niiden rahallista arvoa voidaan yrittää

arvioida (esim. de Groot ym. 2012). Ekosysteemipalvelut jaetaan usein tuotanto-, säätely-, ylläpito- ja kulttuurisiin palveluihin sen mukaan, miten ne vaikuttavat ihmisiin (Millennium Ecosystem Assessment 2005). Erilaisten ekosysteemipalvelujen lähteiden paikantaminen on ollut suosittua (esim. Chan ym. 2006, Casado-Arzuaga ym. 2013), joskin ekosysteemipalvelujen tarkan sijoittelun on sanottu olevan vielä lapsenkengissään (Casalegno ym. 2014).

Kaupungit ovat keskeisessä asemassa ekosysteemipalvelututkimuksessa, sillä ekosysteemipalvelut vaikuttavat määritelmänsä mukaan ihmisiin. Koska kaupunkeihin on keskittynyt paljon ihmisiä, on ekosysteemipalvelujen kulutus ja tarve suurinta nimenomaan kaupungeissa (McDonald 2009, Gaston ym. 2013).

Kaupunkiluonnon on havaittu tarjoavan ihmisille erilaisia ekosysteemipalveluita nimenomaan kaupunkimittakaavassa (Bolund & Hunhammer 1999). Kaupunkiluonto lievittää kaupunkien lämpösaarekeilmiötä (Huang ym. 2008), puhdistaa ilmaa saasteista ja pienhiukkasista (Yang ym. 2004), vähentää melun leviämistä (Veisten ym. 2012), pidättää ja puhdistaa hulevesiä (Hsieh & Davis 2005), ylläpitää maaperän ravinnekiertoa ja puhdistaa maaperää (Pouyat ym. 2007). Lisäksi kaupunkiluonto tarjoaa erilaisia pölytyspalveluja (Kremen ym. 2007).

Kaupunkiluonto vaikuttaa myös suoraan ihmisten terveyteen ja hyvinvointiin: kaupunkiluonnossa oleminen vähentää stressiä (Ward Thompson ym. 2012), kannustaa liikunnan harrastamiseen (Hillsdon ym. 2008), vähentää psyykkisiä ongelmia (Pretty ym. 2005) sekä lisää sosiaalista yhteenkuuluvuutta (Maas ym. 2009) ja esteettistä mielihyvää (Kytä ym. 2011). Monimuotoinen lähiluonto myös ehkäisee allergioita ja muita autoimmuunisairauksia (Hanski ym. 2012).

Vaikka ekosysteemipalvelujen käsite on laajalti omaksuttu kaupunkiekologiassa ja suojelubiologiassa, ei niiden hoidosta ja ylläpidosta ole vielä yksiselitteistä näkemystä. Ekosysteemipalvelujen suunniteltu hoito ja ylläpito edellyttäisivät hyvin yksityiskohtaista tietoa yhteiskuntien ja ekosysteemien välisistä suhteista, ekosysteemien toiminnasta sekä siitä, miten keskenään ristiriitaisten ekosysteemipalvelujen tapauksessa tulee toimia (Carpenter ym. 2009).

Gaston ym. (2013) tunnistivat kaupunkiluonnon tarjoamien ekosysteemipalvelujen ylläpidossa 9 haastetta: kaupungin viherrakenteen ja sen ajallisen dynamiikan

puutteellinen tuntemus, ekosysteemipalvelujen spatiaaliset rajoitteet, tunnistamattomien ekosysteemipalvelujen olemassaolo, maanomistajien suuri määrä, eri maanomistajien ristiriitaiset odotukset ekosysteemipalveluista ja niiden hoitoa kohtaan, sekä ekosysteemien hoidon ”hankala luonne” (engl. *wicked nature*). Heidän mukaansa näiden haasteiden ratkaisemiseen ei ole vielä olemassa riittäviä työkaluja.

Ekosysteemien funktionaalinen monimuotoisuus on keskeinen tekijä ekosysteemipalvelukontekstissa (Balvanera ym. 2005, Díaz ym. 2007, de Groot ym. 2010). Ekosysteemin osat - lajit, luontotyytit, elottomat tekijät jne. - voidaan jakaa funktionaalisiin ryhmiin sen mukaan, miten ne vaikuttavat ekosysteemin eri prosesseihin (Noss 1990). Karkea esimerkki funktionaalisesta luokittelusta on ekosysteemin eliöiden jakaminen tuottajiin, kuluttajiin ja hajottajiin. Funktionaalisen monimuotoisuuden tapauksessa oleellista ei ole niinkään lajien määrä, vaan eri lajien populaatiot ja niiden biomassat, ikävaiheet, ravintoverkot, abioottiset vaatimukset ja niin edelleen (Lucky ym. 2003).

Funktionaalisen monimuotoisuuden ohella ekosysteemipalveluiden ylläpitoon liitetään yleisesti myös ekosysteemien resilienssi (Biggs ym. 2012, Mace ym. 2012, Harrison ym. 2014), jolla tarkoitetaan ekosysteemin kykyä ylläpitää itsensä ympäristön muuttuessa (Holling 1973). Resilientti ekosysteemi pysyy jokseenkin samankaltaisena ulkoisista häiriöistä huolimatta (Carpenter ym. 2001). Ekosysteemien resilienssi edellyttää sitä, että alueella olleet lajit voivat levittäytyä takaisin alueelle häiriön jälkeen. Tähän niin kutsuttuun ”ekologiseen muistiin” vaikuttaa kyseisten lajien leviämiskyky ja toisiaan tukevien alueiden keskinäinen sijainti: mitä huonommin ekosysteemin lajit levittäytyvät uusille alueille, sitä lähempänä toisiaan tukevien alueiden on sijaittava keskenään (Gunderson 2000). Lisäksi erilaisten sosiaalisten systeemien, kuten eri maanomistajien vaatimusten, ymmärtäminen on tärkeää, jotta valitut ratkaisut olisivat kestäviä ja resilienttejä myös sosiaalisesta näkökulmasta (Andersson ym. 2014).

Kremen (2005) peräänkuulutti ekosysteemipalveluita tarjoavien ekologisten prosessien ymmärtämistä ekosysteemipalvelujen turvaamista suunniteltaessa. Hänen mukaansa vain lajien välisten ekologisten suhteiden riittävä ymmärrys mahdollistaa funktionaalisen monimuotoisuuden riittävän hahmottamisen ja ekosysteemipalvelujen hyvän hoidon. Esimerkiksi voidaan sanoa, että mehiläisten

runsaus ylläpitää pölytyspalveluja. Kyseisen ekosysteemipalvelun ylläpito vaatii yksityiskohtaista tietoa mehiläisten pedoista ja kilpailijoista, siitä, mitkä kasvilajit ovat välttämättömiä mehiläisten olemassaololle, kuinka paljon kyseisten kasvilajien yksilöitä tarvitaan runsaan mehiläispopulaation ylläpitoon ja niin edelleen.

Kaupunkiluonnon tarjoamien ekosysteemipalvelujen hoidon ja ylläpidon voidaan siis ajatella vaativan kaupunkiluonnon resilienssin ja funktionaalisen monimuotoisuuden turvaamista, mikä edellyttää riittävää tietämystä kaupunkiluonnon ekologiasta.

Lisäksi ekosysteemipalveluiden tapauksessa pitää huomioida erilaiset sosiaaliset ja kulttuuriset tekijät (Carpenter ym. 2009).

Käsitteelliset vaikeudet eivät ole estäneet kaupunkisuunnittelijoita yrittämästä ylläpitää ekosysteemipalveluja maankäytössä. Esimerkiksi Lontoon yleiskaavan yksi teema on kaupunkiluonnon monimuotoisuuden lisääminen ekosysteemipalveluja vahvistavalla tavalla (Lontoon pormestari 2013). Tukholman yleiskaavassa esitettiin kaupunkisuunnittelijoiden oma nyrkkisääntö: kaupungissa pitää olla mahdollisimman paljon erilaista kaupunkivihreää, jotta ekosysteemipalvelutkin olisivat monimuotoisia (Tukholman kaupunkisuunnitteluvirasto 2013).

1.1.4 Kaupunkien kasvun vaikutukset biodiversiteettiin

Kaupunkien kasvu on yksi maailman globaaleista megatrendeistä.

Maailmanlaajuisesti kaupunkilaisten määrä tulee lisääntymään miljardeilla lähivuosisikymmeninä (Yhdistyneet kansakunnat 2014). Kaupungit tulevat siis laajenemaan, tiivistymään ja runsastumaan tulevaisuudessakin (Seto ym. 2012).

Makse ym. (1995) esittelivät kaupunkien kasvutapaa selittävän matemaattisen mallin. Heidän mukaansa kaupunkien ja niiden osakeskusten kasvu siivittää kyseisten alueiden lisäkasvua; ”*development attracts development*”. Maksen ym. (1998) mukaan vastaavat matemaattiset mallit selittivät pitkällä tähtäimellä kaupunkiseutujen kasvua kaupunkien harjoittamaa kaupunkisuunnittelupolitiikkaakin paremmin.

Kaupunkien kasvutavat voidaan jaotella erilaisiin kasvutyyppeihin. Camagni ym. (2002) erottivat viisi erilaista kaupunkien kasvutyyppiä: tiivistyminen, laajeneminen, lineaarinen kehitys, hajautuminen sekä suurprojektit. Tiivistymisellä he tarkoittivat

tilannetta, jossa lisärakentaminen tapahtuu olemassa olevan kaupunkirakenteen rajojen sisäpuolella. Laajenemisella he viittasivat tilanteeseen, jossa lisärakentaminen kohdistuu kaupunkirakenteen ulkoreunan välittömään yhteyteen. Lineaarinen kehitys on Camagnin ym. mukaan kaupunkirakenteen laajenemista, joka seuraa kaupunkiseudun tärkeimpiä liikennekäytäviä. Hajautuminen taas merkitsi heidän mukaansa sitä, että lisärakentaminen ”sirotellaan” erilleen muusta kaupunkirakenteesta. Suurprojekteilla Camagni ym. tarkoittivat tilannetta, jossa lisärakentaminen johtaa suurten, ainakin jossain määrin itsenäisten kaupunkiyksikköjen syntyyn nopeassa ajassa.

Suomessa kaupunkien kasvu jaetaan yleisesti kolmeen kasvutyyppiin: kaupunkirakenteen laajenemiseen, hajaantumiseen ja tiivistymiseen (esim. Lahti & Moilanen 2010). Tällä hetkellä suomalaisessa kaupunkisuunnittelukeskustelussa peräänkuulutetaan erityisesti kaupunkirakenteen tiivistämistä ympäristö- ja taloussyiden vuoksi (esim. Lönnqvist & Laakso 2012). Kaupunkirakenteen eheys ja tiivistäminen ovatkin mukana esimerkiksi kaavoitusta ohjaavissa valtakunnallisissa maankäyttötavoitteissa (Turunen 2003).

Kaupungit on yleensä perustettu biodiversiteetiltään rikkaille alueille (Kühn ym. 2004). Kaupunkien laajenemisen onkin nähty uhkaavan luonnon monimuotoisuutta koko maailman mittakaavassa, joko suoraan peittämällä alleen monimuotoisia alueita, tai välillisesti esimerkiksi muuttamalla alueiden hydrologisia olosuhteita (McKinney 2002, Eppink ym. 2004, McDonald ym. 2008, Seto ym. 2012).

Kaupunkien kasvun on myös esitetty muuttavan lajistoa maailmanlaajuisesti yksipuolisemmaksi (McKinney 2006). Kaupunkien lajirikkaus perustuu hyvin paljon erilaisten vieraslajien suureen määrään, ja toisaalta kaupunkiympäristöt ovat hyvin samankaltaisia kaikkialla maailmassa, minkä vuoksi myös kaupunkien lajisto on keskenään ekologisesti samankaltaista (McKinney 2002, McKinney 2006, Pauchard ym. 2006).

Kaupunkiympäristöjen on toisaalta havaittu olevan lajistoltaan monimuotoisempia kuin kaupunkia ympäröivät maaseutu ympäristöt (Kühn ym. 2004, Bräuniger ym. 2010, Baldock ym. 2015). Kaupungeista on löydetty myös uhanalaisia ja harvinaisia alkuperäislajeja (Shepherd 1994, Godefroid 2001, Kühn ym. 2004). Myös

kaupunkien alkuperäislajisto voi olla ympäröivää maaseutua rikkaampaa (Wania ym. 2006). Kaupunkiympäristöjen onkin nähty tarjoavan paljon mahdollisuuksia biodiversiteetin suojelulle (Ricketts & Imhoff 2003), etenkin jos kaupunkien alkuperäislajisto saadaan säilytettyä oikeanlaisin hoitotoimenpitein (McKinney 2002, Kühn & Klotz 2006).

1.2 Spatiaalinen suojelupriorisointi kaupunkiympäristössä

Systemaattinen suojelusuunnittelu (engl. *systematic conservation planning*) on suojelubiologian osa-alue, joka pyrkii ohjaamaan luonnonsuojelua mahdollisimman resurssitehokkaasti (Margules & Pressey 2000). Systemaattinen suojelusuunnittelu ohjaa kaikkia menestyksekkään luonnonsuojelun edellyttämiä työvaiheita, kuten suojelun suunnittelua ja täytäntöönpanoa (Margules & Pressey 2000, Pressey & Bottrill 2009, Sarkar & Iloldi-Rangel 2010). Systemaattisen suojelusuunnittelun työkalujen hyödyntämistä on peräänkuulutettu myös edellisessä kappaleessa kuvatun kaupunkiluonnon ja sen tarjoamien ekosysteemipalveluiden turvaamisessa (Gaston ym. 2013).

Yksi systemaattisen suojelusuunnittelun osa-alue, tai vaihe, on spatiaalinen suojelupriorisointi (engl. *spatial conservation prioritization*), jonka avulla pyritään osoittamaan läpinäkyvästi ja objektiivisesti luonnonsuojelun kannalta arvokkaimmat kohteet, sekä ohjaamaan erilaisia suojelutoimia mahdollisimman resurssitehokkaasti (Ferrier & Wintle 2009).

1.2.1 Spatiaalinen suojelupriorisointi yleisesti

Spatiaalinen suojelupriorisointi on työkalu vastata kysymyksiin missä, milloin ja miten tulisi toimia, jotta luonnonsuojelun tavoitteet täyttyisivät mahdollisimman tehokkaasti (Wilson ym. 2007). Spatiaalinen suojelupriorisointi on nimensä mukaisesti spatiaalista, eli se liittyy aina tiettyyn paikkaan (Ferrier & Wintle 2009). Spatiaalisen suojelupriorisoinnin tehtävä on helpottaa ja parantaa maankäyttöön ja suojelusuunnitteluun liittyvää päätöksentekoa (Wilson ym. 2007).

Spatiaalista suojelupriorisointia on hyödynnetty yleisimmin uusien suojeltavien alueiden valinnassa (Lehtomäki 2014). Työkalua voi kuitenkin käyttää monissa muissakin suojelusuunnittelukysymyksissä; spatiaalista suojelupriorisointia on

hyödynnetty esimerkiksi olemassa olevan suojelualueverkoston riittävyyden arvioimisessa (Cabeza & Moilanen 2006), ekosysteemien ennallistamisen ohjaamisessa (Mikkonen & Moilanen 2013) ja suojeluun käytettävien rahallisten tukien suuntaamisen ohjauksessa (Arponen ym. 2013). Tärkeä spatiaalisen suojelupriorisoinnin käyttökohde on myös luontoarvoiltaan vähäisten alueiden tunnistaminen, jotta maankäyttöä voidaan ohjata biodiversiteettiä säästävällä tavalla (Kareksela ym. 2013). Spatiaalinen suojelupriorisointi on varsin matematisoitunutta ja algoritmivetoista (Moilanen ym. 2009a). Käytännön spatiaalisen suojelupriorisointityön tueksi on kehitetty erilaisia tietokoneohjelmia, kuten Marxan (Ball ym. 2009), Marxan with Zones (Watts ym. 2009), ConsNet (Ciarleglio ym. 2009), C-plan (Pressey ym. 2009) ja Zonation (Moilanen ym. 2005), joiden avulla voidaan muun muassa tuottaa helposti sovellettavia karttoja eri alueiden suojeluarvoista.

Spatiaalisen suojelupriorisoinnin kohteena ovat niin kutsutut biodiversiteettipiirteet (engl. *biodiversity feature*), joita voivat olla tilanteesta riippuen lajit, biotoopit, ekosysteemipalvelut ja muut ekosysteemien rakennetta tai toimintaa kuvaavat tekijät (Williams & Araújo 2002, Wilson ym. 2009, Casalegno ym. 2014). Koska kaikista biodiversiteettipiirteistä on käytännössä mahdotonta kerätä kattavasti spatiaalista levinneisyystietoa (Wilson ym. 2009), käytetään spatiaalisessa suojelupriorisoinnissa usein erilaisia vastineita (engl. *surrogate*) eli useiden biodiversiteettipiirteiden ”edustajia” (Ferrier 2002). Esimerkiksi Metso-metsiensuojeluohjelmassa helposti mitattavaa lahoppuun määrää on käytetty vastineena uhanalaiselle metsälajistolle (Hakalisto ym. 2008), sillä monien uhanalaisten lajien tiedetään olevan riippuvaisia lahoppuusta (Rassi ym. 2010).

Spatiaalinen suojelualuepriorisointi perustuu useaan periaatteeseen, joista käytännön tulosten kannalta merkittäviä ovat vaikuttavuus (engl. *effectiveness*) ja täydentävyys (engl. *complementarity*) (Wilson ym. 2009, Kukkala & Moilanen 2013).

Vaikuttavuus tarkoittaa sitä, kuinka hyvin priorisointiprosessin tulokset suojelevat pitkällä aikavälillä valittuja biodiversiteettipiirteitä olemassa olevien resurssien puitteissa (Kukkala & Moilanen 2013). Luonnonsuojelua rajoittavia resursseja voivat olla esimerkiksi rajoitettu budjetti, suojeluun käytettävissä oleva pinta-ala tai erilaiset sosiaaliset rajoitteet, kuten maanomistajien asenteet (Margules & Pressey 2000,

Brechin ym. 2002, Naidoo & Adamowicz 2006). Vaikuttavuuteen liittyy olennaisesti kustannustehokkuuden käsite (Kukkala & Moilanen 2013). Kustannustehokas suojelualueratkaisu suojelee rajallisilla resursseilla mahdollisimman paljon biodiversiteettiä tai toteuttaa jonkin biodiversiteettipiirteen ennalta päätetyn suojelutason mahdollisimman vähillä resursseilla (Wilson ym. 2009).

Täydentävyys kuvaa sitä, kuinka hyvin eri alueet täydentävät toisiaan suojelutavoitteiden täyttymisessä (Wilson ym. 2009, Kukkala & Moilanen 2013). Biodiversiteettipiirteiden esiintyminen vaihtelee eri alueiden välillä, ja erilaisia alueita suojelemalla saadaan turvattua erilaisia määriä biodiversiteettipiirteitä. Täydentävyyden huomioiminen vaikuttaa siihen, mitkä alueet suojelualueverkostoon kannattaa valita, sillä täydentävä ratkaisu pyrkii turvaamaan kokonaisuutena mahdollisimman montaa biodiversiteettipiirrettä (Moilanen ym. 2009a).

Spatiaalinen suojelupriorisointi on, kuten sanottua, osa laajempaa suojelusuunnittelua (Knight ym. 2006). Se, miten spatiaalista suojelupriorisointia hyödynnetään suojelusuunnittelun osana, riippuu suojelutehtävästä (Ferrier & Wintle 2009). Suojelusuunnittelun tavoitteena voi olla tuottaa selkeä ehdotus uusiksi suojelualueiksi, jolloin spatiaalista suojelupriorisointia käytetään optimaalisen suojelualueverkoston selvittämisessä (esim. Fernandes ym. 2005). Suojelusuunnittelu voi myös perustua joustavampaan periaatteeseen, jossa pyritään arvottamaan alueita keskenään ”joko-tai”-vaihtoehtojen tarjoamisen sijaan (esim. Pierce ym. 2005). Tällöin spatiaalista suojelupriorisointia hyödynnetään eri alueiden keskinäisessä arvotuksessa (Pierce ym. 2005, Ferrier & Wintle 2009). Suojelusuunnittelu voi myös olla luonteeltaan erilaisten vaikutusten arvioimista, jolloin spatiaalisen suojelupriorisoinnin työkaluja käytetään maankäytön muutosten vaikutusten mallintamiseen (esim. Drielsma & Ferrier 2009). Toisaalta aina vaikutusten arvioinnissa ei hyödynnetä spatiaalista suojelupriorisointia lainkaan, vaan nojataan esimerkiksi pelkkään asiantuntijatietoon (Ferrier & Wintle 2009). Edellä kuvatut suojelusuunnittelustrategiat limittyvät usein toisiinsa, ja käytännön suojelusuunnittelutyöt sisältävät usein useamman strategian piirteitä (Ferrier & Wintle 2009).

Koska spatiaalinen suojelupriorisointi on osa laajempaa suojelusuunnittelua, tulisi suojelusuunnittelun työvaiheilla olla selkeät ja ristiriidattomat tavoitteet niin ylä-

kuin alatasolla (Ferrier & Wintle 2009, Runge ym. 2011). Ylätason tavoitteet määrittävät suojelusuunnittelun suuret linjat (Ferrier & Wintle 2009). Esimerkiksi kaupunkiluonnon tapauksessa suojelusuunnitteluprosessiin ja sen ratkaisuihin vaikuttaa ratkaisevasti se, onko ylätason tavoite turvata alkuperäislajiston monimuotoisuus vai ekosysteemipalvelut (esim. Chan ym. 2006). Alatason tavoitteet ovat yksityiskohtaisempia ja ohjaavat varsinaista spatiaalista priorisointiprosessia (Ferrier & Wintle 2009). Jos kaupunkiluonnon esimerkissämme yleinen tavoite olisi turvata lajiston monimuotoisuus, sisältäisi alatason tavoitteiden määrittely esimerkiksi huomioitavien lajien tai lajiryhmien valitsemisen, niiden spatiaalisten vaatimusten arvioimisen, eri tekijöiden keskinäisen painotuksen ja niin edelleen. Kattavien ja oikeisiin asioihin keskittyvien alatason tavoitteiden muodostaminen ylätason tavoitteiden perusteella on usein vaikeaa, sillä ylätason tavoitteet ovat usein yleisen tason poliittisia tavoitteita ja alatason tavoitteet luonteeltaan teknisiä määritelmiä (Ferrier & Wintle 2009).

Lehtomäki ja Moilanen (2013) erottivat Zonation-ohjelmalla suoritettavasta spatiaalisesta priorisointiprosessista kuusi vaihetta. Ensimmäinen vaihe on suojelusuunnittelun tavoitteiden määrittely, mihin liittyy myös valinta siitä, edellyttääkö suojelutyö spatiaalista suojelupriorisointia lainkaan. Toiseksi tulee määritellä jokin malli, jonka perusteella alueiden suojeluarvo määräytyy; tässä vaiheessa valitaan se, mitkä biodiversiteettipiirteet huomioidaan priorisointiprosessissa, miten piirteiden painoarvot määritellään, miten kytkeytyvyys huomioidaan ja niin edelleen. Kolmanneksi tulee kerätä ja valmistella valittuja biodiversiteettipiirteitä kuvaavat spatiaaliset aineistot, esimerkiksi prosessissa käytettävien lajien levinneisyyskartat. Tämän jälkeen voidaan suorittaa itse priorisointiprosessi, minkä jälkeen seuraa viides vaihe, tulosten arvioiminen. Viimeinen vaihe on tulosten soveltaminen varsinaisessa suojelusuunnitelmassa. Spatiaalinen suojelupriorisointiprosessi on usein luonteeltaan päivittyvää, eli esimerkiksi aineistojen muokkaaminen vaikuttaa myös ekologisen mallin ”hienosäätöön” (Lehtomäki & Moilanen 2013).

Ideaalitapauksessa spatiaalinen suojelupriorisointi perustuu kattaviin spatiaalisiin aineistoihin biodiversiteettipiirteiden levinneisyyksistä, ja alueiden suojeluarvon määräävä malli perustuu kattavaan ymmärrykseen piirteiden ekologiasta (Lehtomäki

& Moilanen 2013). Todellisuudessa riittäviä aineistoja tai kattavia malleja on hyvin harvoin saatavilla, joten spatiaalisessa suojelupriorisoinnissa hyödynnetään erilaisia vastineita ja asiantuntija-arvioita (Ferrier 2002, Lehtomäki & Moilanen 2013, Pert ym. 2013). Asiantuntijoiden hyödyntäminen saattaa kuitenkin johtaa erilaisiin vinoumiin priorisointiratkaisuissa, sillä asiantuntijoilla voi olla vaikeuksia arvioida pyydettyjä asioita tasapuolisesti oman ”mukavuusalueensa” ulkopuolella (Speirs-Bridge ym. 2010, Martin ym. 2012, Lehtomäki & Moilanen 2013). Toisaalta hyvin suoritettun asiantuntija-arvioinnin avulla voidaan saada spatiaalisen suojelupriorisoinnin edellyttämää tietoa nopeasti ja kattavasti (Runge ym. 2011, Lehtomäki & Moilanen 2013).

1.2.2 Spatiaalinen suojelupriorisointi kaupungeissa

Vaikka spatiaalista suojelupriorisointia on hyödynnetty laajalti erilaisissa ympäristöissä ja suojelukysymyksissä, kaupunkiympäristöjen on arvioitu olevan merkitykseensä nähden aliedustettuina suojelupriorisointitutkimuksissa (Moilanen ym. 2009b). Usein kaupunkeja on käsitelty karkean tason maankäyttömuotona, jonka kasvu uhkaa biodiversiteettiä ja kilpailee luonnonsuojelun ja muun maankäytön kanssa (Pyke 2005, Tallis ym. 2008, Lagabriele ym. 2010, Evans ym. 2011, Moilanen ym. 2011a, Faleiro ym. 2013). Yoshiokan ym. (2014) tutkimuksessa taas eri alueiden kaupungistumisastetta käytettiin kuvaamaan ekosysteemien ennallistamistoimien hintaa ja vaikeutta kansallisella tasolla Japanissa.

Suojelusuunnittelu on monella tavalla vaikeaa kaupungeissa (Bekessy & Gordon 2007). Kaupungeissa biodiversiteetin suojelussa tulee huomioida liki väistämättä useita samanaikaisia tavoitteita, ja luonnonsuojelu nähdään usein viheraluesuunnittelun lisäosana (Ruliffson ym. 2003, Haight ym. 2005).

Kaupungeissa maanomistussuhteet voivat vaihdella pienessä mittakaavassa ja maankäyttö muuttua lyhyessä ajassa, mikä vaikeuttaa suojelusuunnittelua ja sen ennustettavuutta (Colding ym. 2006, Bekessy & Gordon 2007). Lisäksi maan arvo on kaupungeissa korkea, kaupungeissa on usein poliittinen paine lisärakentamiselle, ja suojeluun saatavat kohteet ovat pinta-alaltaan pieniä (Bekessy & Gordon 2007). Näin ollen ei ole ihme, että spatiaalisia suojelusuunnittelu- ja priorisointitutkimuksia on tehty kaupunkiympäristöissä verrattain vähän (Marzluff 2002, Miller & Hobbs 2002, Shwartz ym. 2014a).

Spatiaalista suojelupriorisointia on kuitenkin käytetty myös kaupunkien mittakaavassa (Crossman ym. 2007, Gordon ym. 2009, Bekessy ym. 2012). Crossman ym. (2007) käyttivät paikkatietoon perustuvaa priorisointimenetelmää valitessaan soveltuvimmat ennallistamiskohteet kaupungin rajalla Adelaidessa, Australiassa. Gordon ym. (2009) käyttivät Zonation-suojelupriorisointiohjelmaa Australian Melbournessa paljastamaan luonnonsuojelun kannalta tärkeimmät alueet, ja esittivät, että spatiaalinen suojelupriorisointi soveltuu myös kaupunkisuunnittelun tueksi. Gordonin ym. suojelupriorisointi perustui 30 uhanlaiseen, kotoperäiseen eläinlajiin. Bekessy ym. (2012) veivät Gordonin ym. tuloksia pidemmälle ja hyödynsivät Zonationia löytääkseen alueita, joille rakentaminen uhkaisi biodiversiteettiä mahdollisimman vähän. Bekessy ym. huomioivat tutkimuksessaan erilaisten biodiversiteetti- ja luonnonpiirteiden lisäksi liikenneväylät ja ruuantuotanto- ja tulvariskialueet, jotka kuvasivat kaupunkisuunnittelun sosiaalis-taloudellisia rajoitteita. Niin Gordonin ym. kuin Bekessyn ym. tutkimuksissa korostettiin seudullisen suunnittelun merkitystä biodiversiteettiä huomioivassa kaupunkisuunnittelussa sekä sitä, että suojelupriorisointia tulisi hyödyntää eri kaupunkisuunnittelun vaiheissa.

Suomessa Uudenmaan maakuntakaavan laativa Uudenmaan liitto on teettänyt kaavatyönsä tueksi Zonation-ohjelmalla tehdyn viherrakennepriorisointiselvityksen (Kuusterä ym. 2015). Selvityksessä hyödynnettiin lukuisia maanpeite- ja lajiaineistoja ja asiantuntija-arviointeja. Vastaavia maakuntatason spatiaaliseen suojelupriorisointiin perustuvia viherrakenneselvityksiä on suunnitteilla myös muiden maakuntien liitoissa (keskustelu 7.10.2015, Atte Moilanen, biotieteiden laitos).

1.3 Tutkielman tavoitteet

Suomen pääkaupunkiseutu on yksi Euroopan nopeimmin kasvavista kaupunkiseuduista (Laakso 2012). Suomessa maankäytön suunnittelun yksi tehtävä on turvata biodiversiteetti (esim. maankäyttö- ja rakennuslaki 5§, Turunen 2003), minkä lisäksi myös ekosysteemipalvelujen huomioiminen on nostettu tärkeäksi maankäytön suunnittelussa (esim. Yli-Pelkonen 2011). Biodiversiteetin ja ekosysteemipalvelujen turvaaminen edellyttää kuitenkin tarkkaa näkemystä siitä, mitkä alueet ovat tärkeitä biodiversiteetin ja ekosysteemipalvelujen kannalta

(Margules & Pressey 2000, Wilson ym. 2007, Gaston ym. 2013, Casalegno ym. 2014).

Tämän tutkielmani tarkoituksena on arvottaa pääkaupunkiseudun viherrakenne hyödyntäen täydentävyyteen perustuvaa Zonation-nimistä spatiaalista priorisointiohjelmaa (Lehtomäki & Moilanen 2013). Viherrakenteella tarkoitetaan kaikkia kaupunkiympäristön julkisia ja yksityisiä kasvupeitteisiä alueita, joita ovat kaupunkimetsät, puistot, pihat ja niin edelleen (Sandström 2002).

Pääkaupunkiseutu kuuluu Uudenmaan maakuntaan, jonka alueelle on tehty viherrakenteen priorisointi Zonationin avulla (Kuusterä ym. 2015). Tutkielmassani esitän Kuusterän ym. analyysiä tarkemman priorisoinnin pääkaupunkiseudun alueella sekä syvennän kaupunkialueita koskevaa priorisointiprosessia. Ylätason tavoitteenani (*sensu* Ferrier & Wintle 2009) on havaita alueet, jotka ovat tärkeimpiä biodiversiteetin ylläpitämisessä. Tähän tavoitteeseen päästäkseni käytän vastineina eri eliöryhmien lajirikkautta ja vaateliaan lajiston rikkautta, joiden voidaan ajatella heijastelevan eri elinympäristöjen ekologista ”laatua” ja funktionaalista monimuotoisuutta koko pääkaupunkiseudun mittakaavassa (Vierikko ym. 2014). Näin ollen priorisointitulosteni voidaan ajatella heijastelevan myös ekosysteemipalvelujen monimuotoisuutta ja palvelevan niiden turvaamista (Mace ym. 2012, Harrison ym. 2014).

Tarkastelen tutkielmassani Zonation-priorisointeja, paikkatietoanalyysyjä sekä kirjallisuuskatsausta hyödyntäen seuraavia asioita:

1. Missä sijaitsevat pääkaupunkiseudun arvokkaimmat ja vähiten arvokkaat luontokohteet?
2. Miten eri biodiversiteettiipiirteiden esiintymistasot vaihtelevat suojeluun käytettävissä olevan maa-alan mukaan?
3. Vaikuttaako Helsingin maankäyttösuunnitelmien huomioiminen Zonation-priorisointituloksiin koko pääkaupunkiseudun mittakaavassa?
4. Miten spatiaalista suojelupriorisointia voidaan hyödyntää maankäytön suunnittelussa kaupunkiekologisesti relevantilla tavalla?

Tutkielmani esittelee spatiaalisen suojelupriorisointiprosessin, joka on helposti sovellettavissa tukemaan pääkaupunkiseudun ja muiden Suomen kaupunkiseutujen

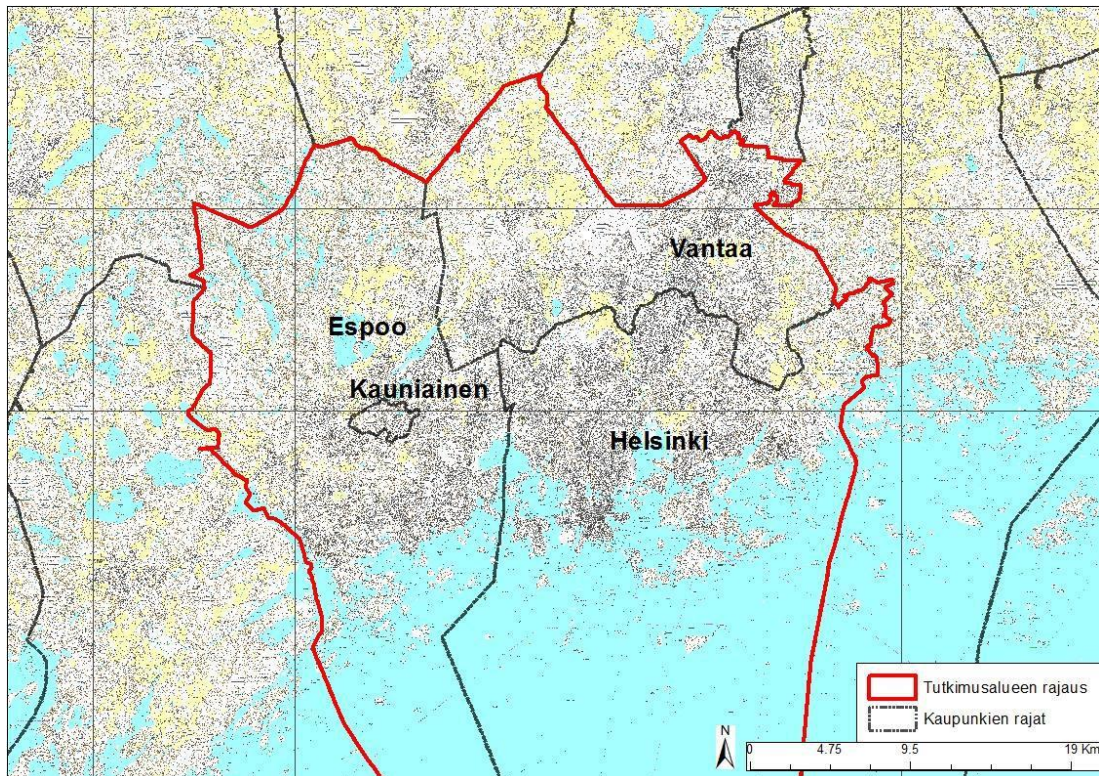
kaupunkisuunnittelua. Lisäksi tarkastelen, kuinka hyvin Zonationin avulla voidaan tutkia suunnitellun maankäytön vaikutuksia koko pääkaupunkiseudun viherrakenteeseen.

2 Aineisto ja menetelmät

Tässä luvussa kuvataan tutkielman suoritus. Kappaleessa 2.1 kuvataan tutkimusalueen eli pääkaupunkiseudun pääpiirteet, kappaleessa 2.2 kuvataan Zonation-ohjelman toimintaperiaatteet, ja kappaleessa 2.3 selostetaan varsinaisten analyysien toteutus.

2.1 Tutkimusalue

Tarkastelualueena on Suomen pääkaupunkiseutu eli Helsingin, Espoon, Kauniaisten ja Vantaan kaupunkien alueet (Kuva 1). Alueen maapinta-ala on 770,4 km² (Maanmittauslaitos 2015).



Kuva 1. Tutkimusalue kattaa Helsingin, Espoon, Kauniaisten ja Vantaan kaupunkien maa-alueet. Taustakartta: Maanmittauslaitoksen peruskartta (2013).

2.1.1 Kaupunkirakenne

Pääkaupunkiseudulla on noin 1,1 milj. asukasta, ja se on Suomen suurin kaupunkiseutu (Väestörekisterikeskus 2015). Koko seudun keskusta-alue, Helsingin keskusta, on suomalaisittain hyvin tiivis. Eurooppalaisessa mittakaavassa tiivis ja yhtenäinen kaupunkirakenne kattaa kuitenkin verrattain pienen alueen, siinä missä epäyhtenäinen kaupunkirakenne ulottuu pitkälle (Kasanko ym. 2006).

Pääkaupunkiseudulla on myös eurooppalaisiin kaupunkiseutuihin verrattuna paljon viheralueita (Watson 2009). Alueella on pienempiä aluekeskustoja, kuten Tikkurila ja Leppävaara (Helminen ym. 2014).

Helsingin seutu on yksi Euroopan nopeimmin kasvavia kaupunkiseutuja; vuoteen 2050 mennessä seudun, eli Helsingin ja sen 10 ympäryskunnan, väkiluvun on arvioitu kasvavan 600 000 asukkaalla eli yli 40 prosentilla (Laakso 2012).

2.1.2 Luonto

Pääkaupunkiseutu sijaitsee lehti- ja havumetsävyöhykkeiden rajavyöhykkeellä, ja sen luonnossa on nähtävissä piirteitä kummastakin vyöhykkeestä (Siikström 2010, Lammi & Routasuo 2013, Helsingin kaupunki 2015). Alueella esiintyy niin erilaisia kankaita, lehtoja kuin jalopuumetsiäkin. Lisäksi pääkaupunkiseudulla on erilaisia puustoisia ja puuttomia soita. Sijainti rannikolla näkyy myös seudun saaristoluonnossa ja rantabiotoopeissa. Pääkaupunkiseudulla on myös erilaisia pienialaisia järviä ja lampia. Pääkaupunkiseudun läpi virtaa muutama joki, kuten Vantaanjoki ja Espoonjoki, joiden rannat ovat pitkälti säilyneet rakentamattomina. Lisäksi pääkaupunkiseudulla on erilaisia viljelyalueita. Eteläsuomalaiseen maisemaan verrattuna kaupunkikeskustoja, taajamia ja rakennettuja viheralueita on pääkaupunkiseudulla paljon, mikä tuo alueen lajistoon omat ominaispiirteensä. Pääkaupunkiseudun pitkä historia näkyy erilaisten kulttuurilajien ja -biotooppien suurena määränä (Siikström 2010, Lammi & Routasuo 2013, Helsingin kaupunki 2015). Toisaalta myös alkuperäislajistoa on säilynyt paljon; esimerkiksi pelkästään Helsingin alueella tavataan noin puolet koko Suomen kääpälajeista (Savola 2015).

2.2 Zonation-ohjelma alueidenvälisessä priorisoinnissa

Zonation on paikkatietoon perustuva spatiaalinen priorisointiohjelma, jonka avulla voidaan pyrkiä optimoimaan suojelualueverkostoja tai niiden laajennuksia, arvioimaan olemassa olevien suojelualueiden riittävyyttä ja tasapainottamaan erilaisia maankäyttömuotoja (Lehtomäki & Moilanen 2013). Zonation on kehitetty Helsingin yliopistossa, Conservation Biology Informatics Group -tutkimusryhmässä, ja sen voi ladata vapaasti Internetistä (<http://cbig.it.helsinki.fi/software/zonation/>).

Zonationin lähtöaineistoina käytetään rasterimuotoisia paikkatietotiedostoja erilaisista biodiversiteettiipiirteistä, joita voivat olla esimerkiksi lajit, biotoopit tai ekosysteemipalvelut. Jokaiselle biodiversiteettiipiirteelle annetaan myös jokin painoarvo ennalta määrätyllä perusteella, esimerkiksi uhanalaisuuden tai asiantuntija-arvion perusteella. Zonationiin voidaan tarvittaessa sisällyttää myös tutkimusaluetta koskevaa spatiaalista tietoa eri kohteiden hinnasta, ilmastonmuutoksen vaikutuksesta alueeseen, eri kohteita koskevista maankäyttösuunnitelmista ja muista suojelua rajoittavista tekijöistä. Lisäksi Zonationin avulla voidaan yrittää huomioida kytkeytyvyys ja rakentaa ekologisia käytäviä (Lehtomäki & Moilanen 2013). Zonationia on käytetty onnistuneesti suojelualuesuunnittelussa (esim. Lehtomäki ym. 2009), ja sillä pystytään käsittelemään hyvin laajoja aineistoja: esimerkiksi Pouzols ym. (2014) suorittivat Zonationilla priorisoinnin yli 20 000 lajin aineistolla ja yli 80 miljoonan rasterisolun kokoisella alueella.

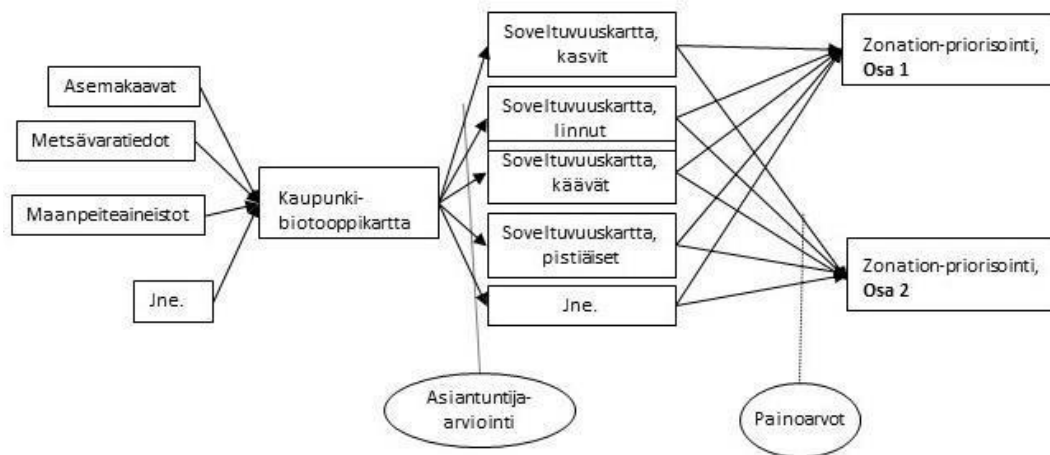
Zonationin pohjalla toimii heuristinen algoritmi, joka pyrkii säilyttämään mahdollisimman suuren osuuden suojelutavoitteista. Alkutilanteessa koko tutkimusalue oletetaan suojelluksi. Analyysin aikana Zonation poistaa rasterista iteratiivisesti kerrallaan yhden solun, jonka poistolla aiheutetaan vähiten haittaa yhteenlasketuille suojelutavoitteille. Zonation painottaa eri biodiversiteettiipiirteitä niiden harvinaisuuden perusteella, huomioiden myös piirteiden säilyvyyden priorisoinnin edetessä. Zonation poistaa siis ensiksi ne solut, joissa on vähiten ja yleisimpiä biodiversiteettiipiirteitä, ja antaa korkeimman prioriteetin niille soluille, joissa on eniten ja harvinaisimpia piirteitä. Lopulta saadaan järjestettyä koko tarkastelualan solut paremmuusjärjestykseen, jolloin voidaan määrittää esimerkiksi arvokkaimmat 20 % tai vähiten arvokkaat 10 % tarkastelualan pinta-alasta (Moilanen ym. 2005).

Zonation antaa tulokseksi rasterimuotoisen karttatason, jonka soluilla on arvo välillä 0–1, missä 1 kuvaa korkeinta arvoa. Lisäksi Zonation antaa tulokseksi niin kutsutun suoriutuvuuskäyrän, joka esittää erikseen kunkin biodiversiteettipiirteen kohdalla, kuinka suuri osuus tekijän esiintymisalueesta säilyy analyysin eri vaiheissa. Zonationin tuottamia rastereita ja suoriutuvuuskäyriä voidaan jatkokäsitellä esimerkiksi tilasto- tai paikkatieto-ohjelmilla (Lehtomäki & Moilanen 2013).

Yksinkertaistettuna: Zonation poistaa tarkastelualueesta ensin ne kohteet, joiden poistaminen ei hävitä määriteltyjä biodiversiteettipiirteitä. Sen jälkeen Zonation pyrkii poistamaan ne kohteet, jotka poistamalla saadaan vielä suojeltua mahdollisimman laajasti eri biodiversiteettipiirteitä – painotukset ja erilaiset rajoitteet huomioiden. Lopulta saadaan selville eri biodiversiteettipiirteiden vaatima suojelutaso sekä voidaan tunnistaa alueen kaikkein arvokkaimmat kohteet. Analyysissä voidaan lisäksi huomioida jossain määrin eri biodiversiteettipiirteiden vaatima kytkeytyvyys.

2.3 Analyysien kuvaus

Työn suoritus koostui kolmesta osasta: asiantuntija-arvioinnista, kaupunkibiotooppikartan muodostamisesta ja Zonation-priorisoinneista. Erilaisten paikkatietoaineistojen perusteella laadittiin pääkaupunkiseudun kaupunkibiotooppikartta, joka kuvaa pääkaupunkiseudun viherrakenteen nykytilan. Kaupunkibiotooppikartasta muokattiin asiantuntija-arvioiden perusteella soveltuvuuskarttoja, jotka kuvaavat pääkaupunkiseudun eri alueiden laatua eri eliöryhmien näkökulmasta. Soveltuvuuskarttojen perusteella suoritettiin Zonation-priorisoinnit. Analyysin rakenne on esitetty kuvassa 2. Lisäksi Zonationin avulla tarkasteltiin, kuinka Helsingin ehdotusvaiheessa olevan yleiskaavan mukainen lisärakentaminen vaikuttaa koko pääkaupunkiseudun viherrakenteen arvotukseen.



Kuva 2. Zonation-analyysien kaaviokuvaus. Kaavion mukainen painoarvot huomioiva Zonation-analyysi (Osa 2) tehtiin kahdesti, perustuen nykytilan ja Helsingin yleiskaava 2050 -ehdotuksen mukaisen maankäytön perusteella laadittuun kaupunkibiotooppikarttaan (ks. kappaleet 2.3.3 ja 2.3.4).

2.3.1 Asiantuntija-arviointi

Vuonna 2013 Helsingin kestävä viherrakenne -hankkeen (Vierikko ym. 2014) osana järjestettiin asiantuntijatyöpaja, jossa eri eliöryhmien asiantuntijat arvioivat 54 erilaisen kaupunkibiotoopin merkitystä luonnon monimuotoisuudelle oman eliöryhmänsä näkökulmasta. Asiantuntija-arvioinnin kuvaus sekä arvioinnissa käytetty biotooppiluokittelu on kuvattu tarkemmin Helsingin kestävä viherrakenne -hankkeen raportissa.

Tässä tutkielmassa hyödynnettiin asiantuntija-arvioita putkilokasvien, jäkälien, kääpien, lintujen, lepakoiden, matelijoiden ja sammakkoeläinten, sudenkorentojen ja pistiäisten näkökulmasta. Asiantuntijat antoivat jokaiselle 54 kaupunkibiotoopille arvon välillä 0–3 (0: ei merkitystä, 3: hyvin suuri merkitys, n: ei tietoa) erikseen eliöryhmänsä lajirikkauden ja vaatelaiden lajien rikkauden näkökulmasta.

Asiantuntija-arvion tulokset ovat liitteessä 1.

2.3.2 Kaupunkibiotooppikartta ja soveltuvuuskartat

Edellisen kohdan asiantuntija-arvioinnissa käytettyä biotooppiluokittelua vastaava, pääkaupunkiseudun viherrakenteen nykytilannetta kuvaava kaupunkibiotooppikartta koottiin yhdistelemällä paikkatietoaineistoja erilaisista lähteistä (Taulukko 1).

Elinympäristökartan koostaminen on kuvattu liitteessä 2. Rasterimuotoisen kartan solukoko oli 20 x 20 m.

Aineisto	Hallinnoija	Vuosi
Kunnanrajat 2014	Maanmittauslaitos (MML)	2013
Corine Land Cover	Suomen ympäristökeskus (SYKE)	2006; 2012
Maanpeiteaineisto	Helsingin seudun ympäristöpalvelut (HSY)	2014
Harjut	Uudenmaan ELY-keskus	Ei tietoa
Valtakunnan metsien inventointi, puuston ikä	Metsäntutkimuslaitos (Metla)	2011
Valtakunnan metsien inventointi, kasvupaikka	Metla	2011
Valtakunnan metsien inventointi, maaluokat	Metla	2011
Maastotietokanta	MML	2010
Helsingin luontotietojärjestelmä, arvokkaat kasvikohteet	Helsingin kaupungin ympäristökeskus	2014
Helsingin luontotietojärjestelmä, arvokkaat lintukohteet	Helsingin kaupungin ympäristökeskus	2015
Kalkkikalliot	SYKE	2009; 2010; 2013
Perinnebiotoopit	Uudenmaan ELY-keskus	2008
Perinnebiotoopit	Helsingin kaupungin ympäristökeskus	2011
Perinnebiotoopit	Espoon kaupungin ympäristökeskus	2014
Helsingin asemakaavojen viheralueet	Helsingin kaupungin kaupunkisuunnitteluvirasto	2015
Espoon ajantasa-asemakaava	Espoon kaupungin kaupunkimittaus	2015

Aineisto	Hallinnoija	Vuosi
Espoon rakennettujen viheralueiden YAOH-aineisto	Espoon kaupungin tekninen keskus	2015
Vantaan asemakaavojen viheralueet	Vantaan kaupungin kaupunkisuunnittelukeskus	2015
Vantaan yleiskaavan viheralueet	Vantaan kaupungin kaupunkisuunnittelukeskus	2014
Vantaan viljelypalsta-alueet	Vantaan kaupungin kaupunkisuunnittelukeskus	2015
Espoon palstaviljelmät	Espoon kaupungin kaupunkisuunnittelukeskus	Ei tietoa
Espoon ryhmäpuutarha-alueet	Espoon kaupungin kaupunkisuunnittelukeskus	Ei tietoa
Vantaan nurmet	Vantaan kaupungin kaupunkisuunnittelukeskus	2015
Muinaisjäännösalueet	Museovirasto	2012
Uomaverkosto	SYKE	2013
Helsingin luontotietojärjestelmä, virtavedet	Helsingin kaupungin ympäristökeskus	2013
Espoon virtavedet	Espoon kaupungin ympäristökeskus	Ei tietoa
Vantaan pienvedet	Vantaan kaupungin ympäristökeskus	Ei tietoa
Lähdekartoitus	MML	2010
Espoon lähdekartoitus	Espoon kaupungin ympäristökeskus	2012
BRISK, hiekkarannat	SYKE	2011
Lipas-liikuntapaikka-aineisto	Jyväskylän yliopisto	2013
Voimalinjat	Fingrid	2010
Helsingin yleiskaava 2050	Helsingin kaupungin kaupunkisuunnitteluvirasto	2015

Taulukko 1. Kaupunkibiotooppikartan koostamisessa käytetyt paikkatietoaineistot.

Tämän työn kaupunkibiotooppikartta poikkeaa hieman Helsingin kestävä viherrakenne -hankkeen luokittelusta. Joitakin yksittäisiä kaupunkibiotooppeja, kuten ihmisen luomia kosteikoita, kerrostaloalueiden pihvoja tai kalliojyrkänteitä ei voitu

ottaa huomioon olemassa olevan paikkatiedon puutteen tai biotoopin pienialaisuuden vuoksi (ks. Liite 1). Avoluhat ja nevat käsiteltiin yhdessä avosoistumat-biotooppina, joihin on sovellettu nevojen asiantuntija-arvoja. Myöskään kosteita ja tuoreita niittyjä ei eritelty, vaan kaikkia niittyjä käsiteltiin tuoreina niittyinä. Asiantuntija-arvioiden Malmin lentokenttää koskevat arviot yleistettiin koskemaan myös Helsinki-Vantaan lentokentän aluetta. Tässä työssä käytetty biotooppiluokittelu on esitetty taulukossa 2.

Luonnonmukaiset elinympäristöt	Ihmisen synnyttämät elinympäristöt	Rakennetut elinympäristöt	Rakennetun ympäristön elinympäristöt	Vesialueet
Harjumetsät	Niittymäiset virtavesien rannat	Rakennetut puistot	Tiiviiden kerrostaloalueiden pihat	Purot ja ojat
Kangasmetsät	Niityt	Kartanopuistot	Pientalojen pihat	Joet
Lehdot	Kedot	Kasvitieteelliset puutarhat	Pensaikkoiset meluvallit	Lammet ja järvet
Puustoiset rämeet	Kalliokedot	Siirtolapuutarhat	Puustoiset suojaviheralueet	Lähteet
Puustoiset korvet	Avoimet varpukankaat	Hautausmaat	Lentokenttäalueet	
Puustoiset virtaveden rannat	Hakamaat	Golfkentät		
Avosoistumat	Avoimet ruderaatit	Hiekkauimarannat		
Kalliolaet	Varhaisen sukkessiovaiheen puustoiset joutomaat			
Kalkkikalliot	Voimalinja-aukeat			
Merenrantaniityt	Linnoitukset			
Luontaiset hiekkarannat	Pellot			
Rantasoraikot	Palstaviljelyalueet			
Rantaruovikot	Hietikot			
	Hiekka- ja sorakuopat			

Taulukko 2. Työssä käytetty biotooppiluokittelu

Valmis rasterimuotoinen kaupunkibiotooppikartta muokattiin ArcGIS:n *reclassify*-toiminnolla soveltuvuuskartoiksi, jotka ilmaisivat sen, kuinka hyvin pääkaupunkiseudun eri alueet tukivat eri eliöryhmien lajirikkautta ja vaateliaita lajeja. Kaupunkibiotooppikartan jokainen arvo, siis biotooppi, sai arvon 0–3 edellä kuvatun asiantuntija-arvioinnin tulosten perusteella. Arvioiden arvot n, ei tietoa, saivat soveltuvuuskartoissa arvon 1. Jokaiselle eliöryhmälle valmistettiin kaksi soveltuvuuskarttaa, erikseen lajirikkauden ja vaatelioiden lajien näkökulmasta. Yhteensä soveltuvuuskarttoja valmistettiin siis 16 kappaletta.

2.3.3 Zonation-analyysit

Pääkaupunkiseudun viherrakenteen priorisoinnit suoritettiin Zonation-ohjelmalla (v.4). Priorisointien lähtöaineistona toimivat edellisessä kohdassa kuvatut soveltuvuuskartat.

Tässä vaiheessa Zonation-priorisointeja tehtiin yhteensä kaksi. Ensimmäinen priorisointi (**Osa 1**) oli luonteeltaan ”perusanalyysi”, jossa eri eliöryhmiä ei arvoitettu eri tavalla, vaan kaikki saivat painoarvon 1,0. Toisessa priorisoinnissa (**Osa 2**) eliöryhmät painotettiin sen mukaan, kuinka paljon niiden arvioitiin vaikuttavan ekosysteemien toimintaan.

Osassa 1 määritettiin Zonation-prosessin perusasetukset. Zonationin priorisointiasetuksena käytettiin *Additive Benefit Function* -asetusta (ABF). ABF korostaa muita Zonationin priorisointiasetuksia enemmän analyysissä käytettyjen biodiversiteettipiirteiden monimuotoisuutta – muun muassa harvinaisuuden kustannuksella – ja soveltuu analyysihin erityisesti silloin, kun lähtöaineistoina käytetään laajempaa monimuotoisuutta kuvaavia yleistäyksiä, kuten tässä työssä (Lehtomäki & Moilanen 2013).

Analyysissä käytettiin *Edge removal* -asetusta, jolloin Zonation poistaa vain sellaisia soluja, jotka olivat jo poistettujen solujen vieressä. Asetuksen ansiosta Zonation palauttaa helposti mielletävän karttatason, jossa prioriteettialueet muodostavat yhtenäisempiä vyöhykkeitä kuin ilman asetusta. ABF-asetuksen edellyttämä, biodiversiteettipiirteiden säilyvyyden ja pinta-alan muutoksen riippuvuutta kuvaava z-arvo oli kaikilla lähtöaineistoilla oletusarvo eli 0,25, mikä vastaa tavanomaisena pidettyä lajimäärän ja pinta-alan riippuvuutta (Moilanen ym. 2014).

Kaikkien eliöryhmien, eli Zonation-priorisoinnin lähtöaineistojen, painoarvo oli 1,0. Vaatelioiden lajien kannalta merkityksekkäät kohteet korostuivat jo tässä vaiheessa yleistä lajirikkautta enemmän, sillä Zonationin algoritmi korostaa piirteiden automaattisen pinta-alanormalisoinnin vuoksi harvinaisempien biodiversiteettipiirteiden esiintymiä yleisten piirteiden esiintymiä enemmän.

Osan 2 asetukset olivat muutoin samat kuin osassa 1, mutta eri biodiversiteettipiirteille oli annettu erilaiset painoarvot. Mikäli kaikki piirteet olisivat

olleet samanarvoisia, yleiset, mutta ekosysteemien toimintaan suuresti vaikuttavat eliöryhmät, kuten kasvit, eivät olisi korostuneet priorisoinneissa työn tavoitteiden kannalta mielekkäällä tavalla. Sen sijaan Zonationin algoritmi olisi korostanut työn tavoitteiden kannalta suhteettomasti verraten pienillä alueilla esiintyviä eliöryhmiä, joiden vaikutusta ekosysteemien toimintaan voidaan pitää vähäisenä, kuten esimerkiksi jäkäliä.

Eri eliöryhmien väliset painoarvot (Taulukko 3) määräytyivät sen mukaan, kuinka suuri merkitys niillä arvioitiin olevan ekosysteemien resilienssiin, ekosysteemiprosessien ylläpitoon ja ekosysteemipalvelujen tuotantoon. Painoarvojen arvioimisessa hyödynnettiin Norrisin ym. (2011: 70) vastaavanlaista arviointia. Eliöryhmille annetut painoarvot olivat samansuuruiset niin lajirikkauden kuin vaatelioiden lajien kohdalla. Painoarvojen summaksi päätettiin 100. Painotusten tulkinnassa on huomattava, että pienillä alueilla esiintyvät eliöryhmät lisäävät esiintymisalueensa prioriteettia, vaikka eliöryhmille olisi annettu alhainen painoarvo, sillä Zonation-analyysissä alueiden prioriteetti on biodiversiteetti- ja harvinaisuuden ja painoarvojen yhdistelmä (Moilanen ym. 2005).

Eliöryhmä	Painoarvo
Putkilokasvit	75,0
Linnut	10,0
Pistiäiset	7,5
Käävät	3,0
Lepakot	2,0
Matelijat ja sammakkoeläimet	2,0
Sudenkorennot	0,4
Jäkäliä	0,1

Taulukko 3. Priorisoinnissa käytetyt eri eliöryhmien painoarvot.

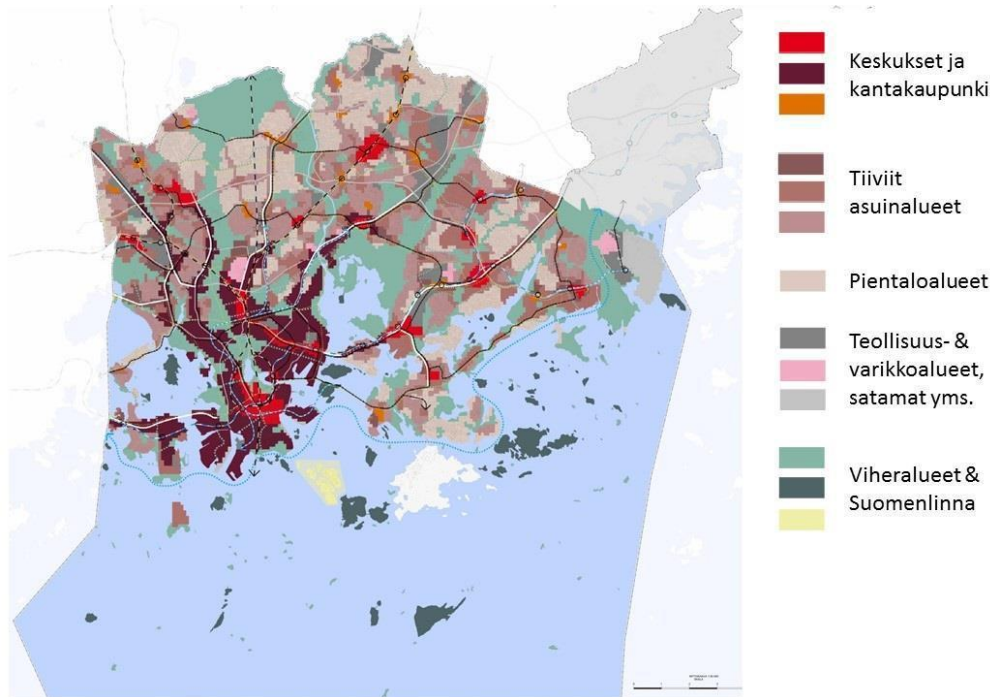
Zonation-priorisointien asetukset näkyvät yhteenvedona taulukossa 4.

Asetus	Osa 1	Osa 2
Priorisointiasetus	ABF	ABF
<i>Edge removal</i> käytössä	Kyllä	Kyllä
z-arvo	0,25	0,25
Piirteillä eri painoarvot	Ei	Kyllä

Taulukko 4. Zonation-priorisointien asetukset.

2.3.4 Helsingin kasvunäkymien vaikutukset viherrakenteeseen

Zonationin avulla tarkasteltiin sitä, miten Helsingin ehdotusvaiheessa olevan yleiskaavan (Kuva 3) rakentuminen vaikuttaa koko pääkaupunkiseudun viherrakenteeseen. Muiden kaupunkien maankäyttösuunnitelmia ei huomioitu tässä työssä, sillä työn tarkoitus oli selvittää, miten maankäytön muutokset yhdessä kaupungissa heijastuvat muiden kaupunkien viherrakenteen prioriteetteihin; jos elinympäristöjen laatu heikkenee yhtäällä, kasvavat prioriteetit toisaalla.



Kuva 3. Helsingin yleiskaava 2050 -suunnitelmaehdotus. Kuva on muokattu yleiskaavaehdotuksen 6.10.2015 päivätystä kaavakartasta (Helsingin kaupunkisuunnitteluvirasto 2015).

Tulevaisuustarkastelu perustui kaupunkibiotooppikarttaan, jossa oli huomioitu Helsingin yleiskaavaehdotuksen mukainen maankäyttö. Tulevaisuuden kaupunkibiotooppikartan koostaminen on kuvattu liitteessä 2. Kartasta muokattiin ArcGIS:n *Reclassify*-toiminnolla eri eliöryhmien soveltuvuuskartat, samalla tavalla kuin nykytilanteen tapauksessa (Kappale 2.3.2). Nykytilanteen (Osa 2 kappaleessa 2.3.3) ja tulevaisuuden viherrakenteen prioriteetteja vertailtiin ArcGIS:n *Minus*-työkalun avulla. Lisäksi eri priorisointien selviytyvyyskäyriä ja eri eliöryhmien esiintymisalueiden pinta-aloja vertailemalla selvitettiin, kuinka tulevaisuuden rakentamisnäkymät vaikuttavat eri biodiversiteettiipiirteisiin.

Tulevaisuusnäkymien tarkastelun Zonation-asetukset näkyvät yhteenvedona taulukossa 5.

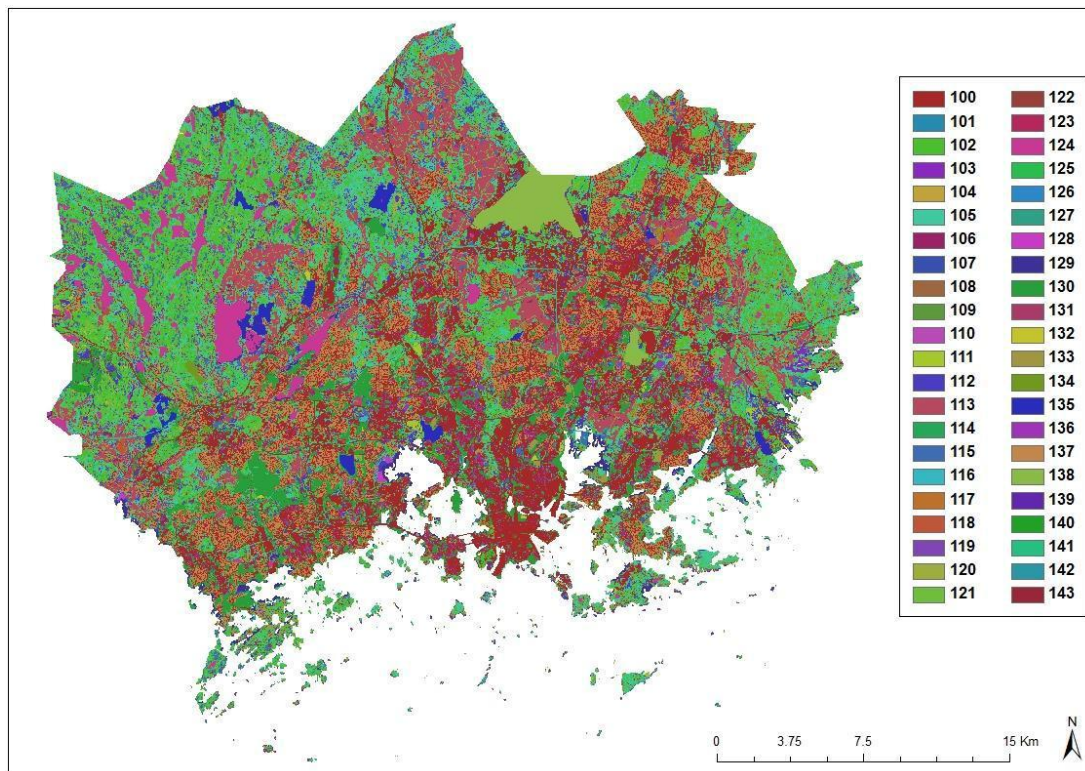
Priorisointiasetus	ABF
<i>Edge removal</i> käytössä	Kyllä
z-arvo	0,25
Piirteillä eri painoarvot	Kyllä

Taulukko 5. Tulevaisuusnäkymien tarkastelun Zonation-analyysin asetukset.

3 Tulokset

3.1 Kaupunkibiotooppikartta ja soveltuvuuskartat

Kuvassa 4 on analyysissä käytetty kaupunkibiotooppikartta, jossa korostuvat erityisesti vettä läpäisemättömät pinnat, esikaupunkialueiden pihat ja erilaiset metsät.



Kuva 4. Pääkaupunkiseudun kaupunkibiotooppikartta. Karttaselitteen arvot kuvaavat eri kaupunkibiotooppeja seuraavasti: 100: vettä läpäisemättömät pinnat, 101: harjumetsät, 102: kangasmetsät, 103: lehdot, 104: puustoiset rämeet, 105: puustoiset korvet, 106: avosoistumat, 107: hietikot, 108: kalliolaet ja rinteet, 109: kalkkikalliot, 110: kalliokedot, 111: avoimet ruderaatit, 112: puustoiset "joutomaat", 113: pellot, 114: viljelypalsta-alueet, 115: niityt, 116: kedot, 117: avoimet varpukankaat, 118: hakamaat ja metsälaitumet, 119: linnoitukset, 120: joet, 121: purot, 122: puustoiset ja kerrokselliset virtavesien rannat, 123: avoimet, niittymäiset virtavesien rannat, 124: lammet, järvet ja rantavyöhyke, 125: lähteet, 126: rantasoraikot, 127: luontaiset hiekkarannat, 128: merenrantaniityt, 129: rantaruovikot, 130: rakennetut puistot, 131: kartanopuistot, 132: kasvitieteelliset puutarhat, 133: siirtolapuutarhat, 134: hautausmaat, 135: golfkentät, 136: umpikorttelien pihat, 137: pientalojen pihat, 138: lentokenttäalueet, 139: pensasmeluvallit, 140: puustoiset suojaviheralueet, 141: voimalinjat, 142: hiekkauimarannat, 143: hiekka- ja sorakuopat.

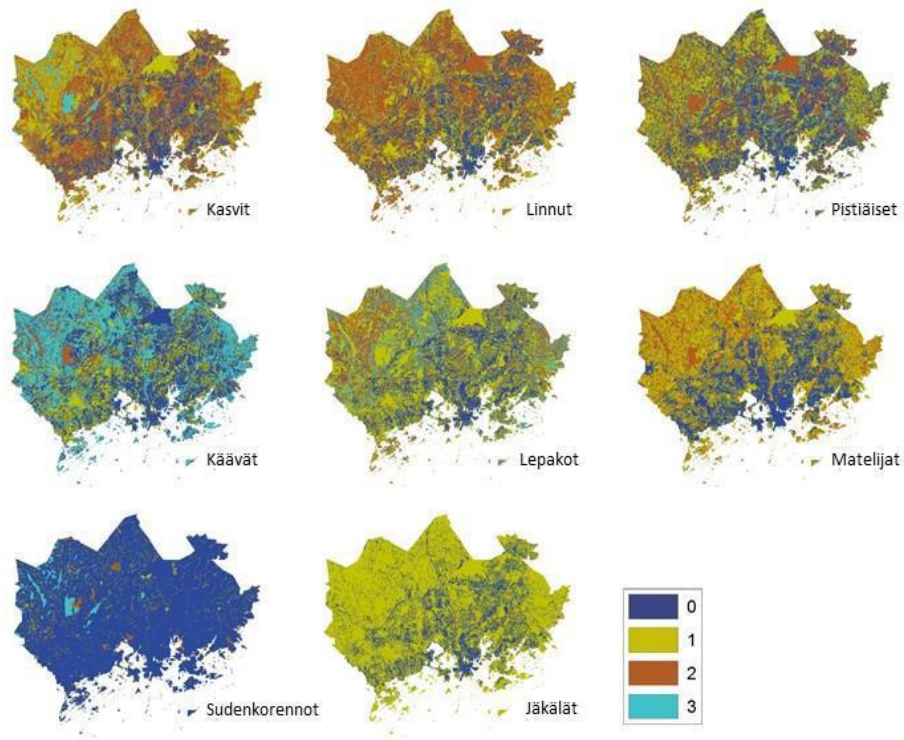
Kuvissa 5 ja 6 näkyvät eliöryhmien soveltuvuuskartat. Eri

eliöryhmien "levinneisyys", eli eri kaupunkibiotooppien soveltuvuus kullekin

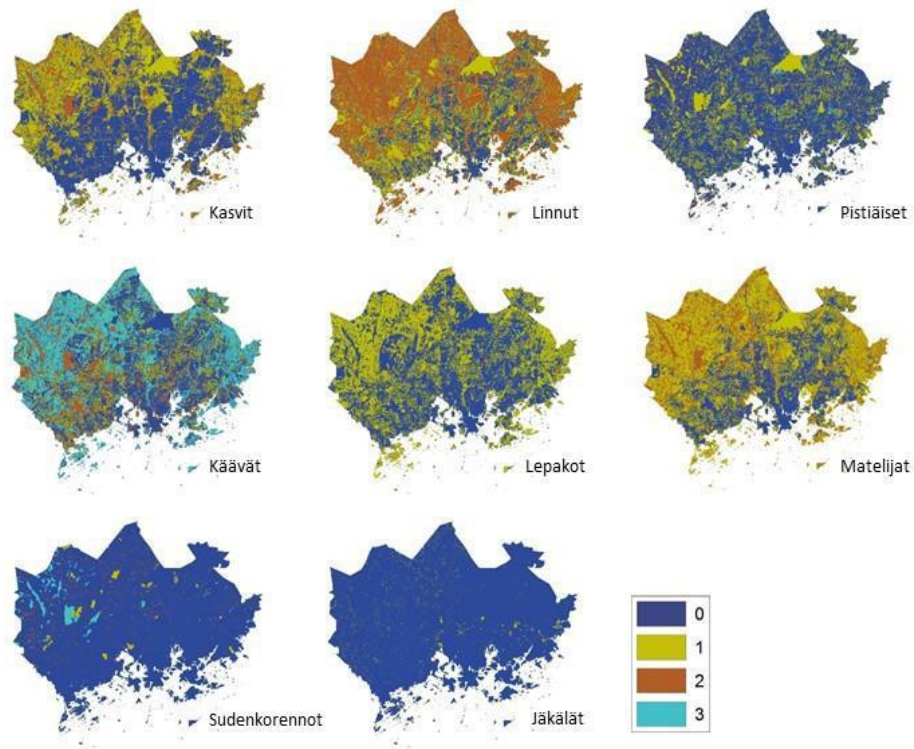
eliöryhmälle, vaihteli eliöryhmien välillä. Esimerkiksi kasvien ja lintujen tapauksessa

suurin osa biotoopeista tukee lajirikkautta ja vaateliaita lajeja ainakin jossain määrin,

siinä missä sudenkorennot kelpuuttavat vain yksittäisiä kaupunkibiotooppeja.



Kuva 5. Eri eliöryhmien lajirikkauden soveltuvuuskartat. "Matelijat" viittaavat matelijoihin ja sammakkoeläimiin.



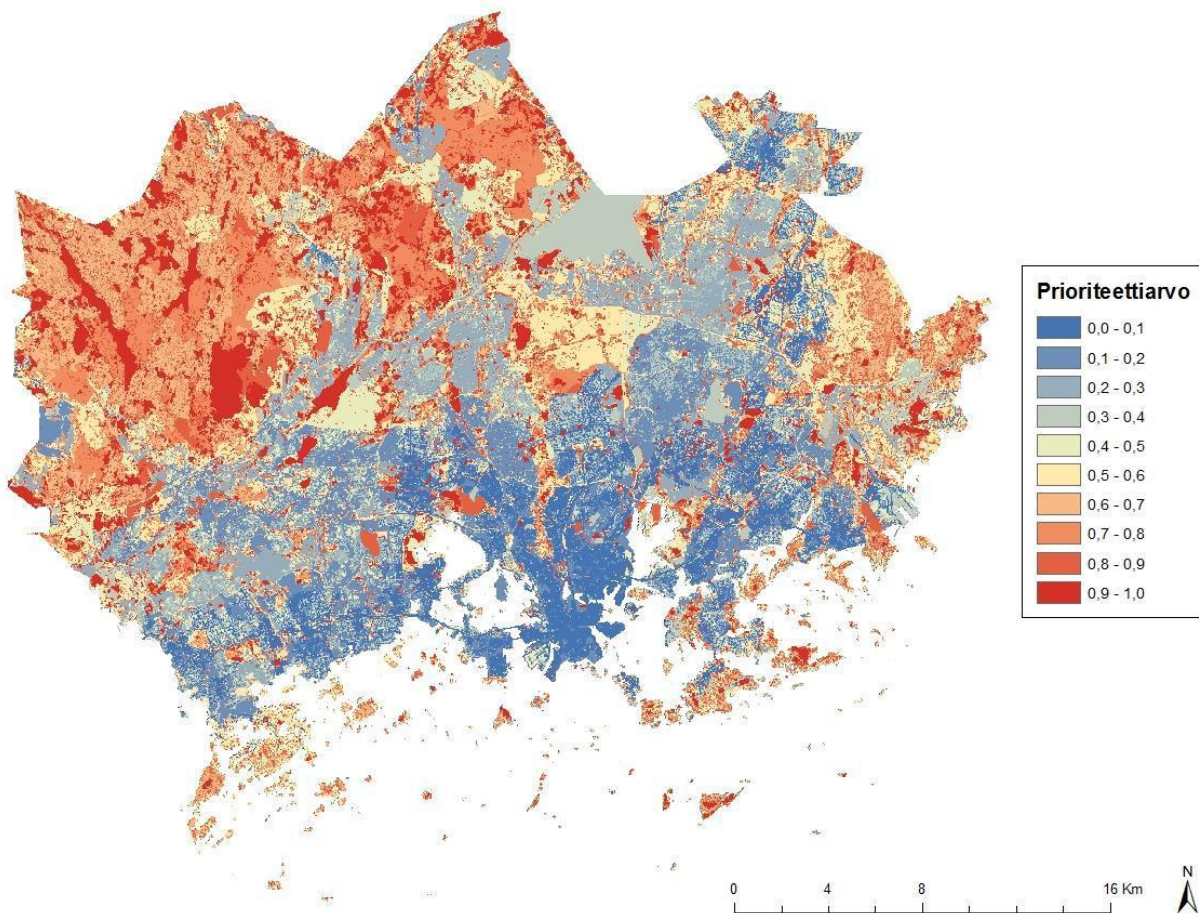
Kuva 6. Eri eliöryhmien vaatekuiden lajien soveltuvuuskartat. "Matelijat" viittaavat matelijoihin ja sammakkoeläimiin.

3.2 Pääkaupunkiseudun viherrakenteen arvokkaimmat kohteet

3.2.1 Osa 1: Priorisointi ilman eri painoarvoja

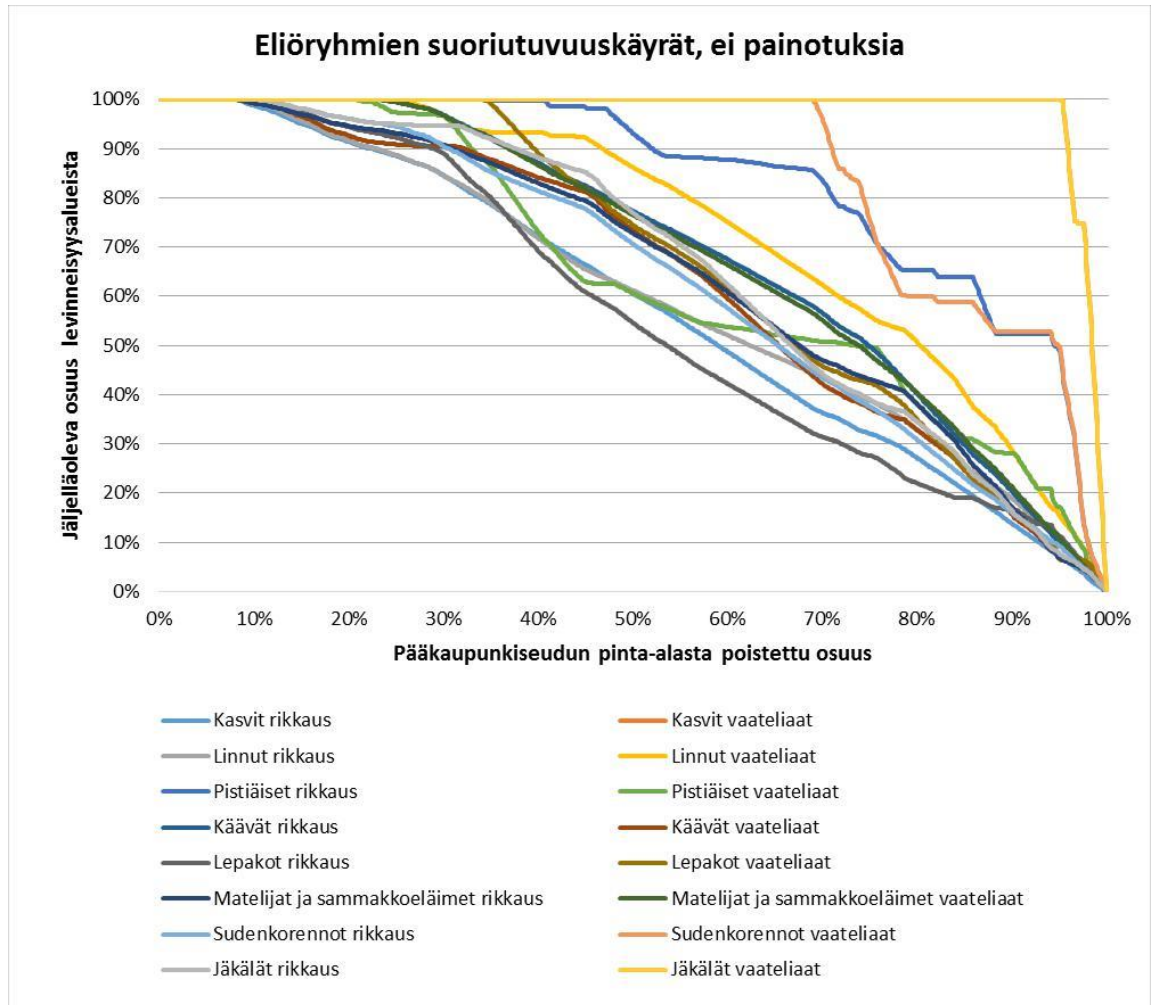
Kuvassa 7 on ensimmäisen priorisoinnin (**Osa 1**) prioriteettikartta, jossa kaikille eliöryhmille on annettu sama painoarvo. Erityisesti järvet, lehdot, merenrantaniityt, linnoitusalueet ja golfkentät korostuvat korkeimpien prioriteettien alueina.

Korkeiden prioriteettien alueet joko tukevat hyvin monen eliöryhmän lajirikkautta tai vaateliasta lajistoa (esimerkiksi järvet ja lehdot), tai ne tukevat sellaisia eliöryhmiä, joita muut biotoopit eivät juuri tue; esimerkiksi golfkentät ovat harvoja sudenkorentoja tukevia biotooppeja (Kuva 5, Kuva 6).



Kuva 7. Osa 1 Zonation-priorisoinnin prioriteettikartta. Tummansiniset alueet ovat alhaisimpien ja tummanpunaiset korkeimpien prioriteettien alueita.

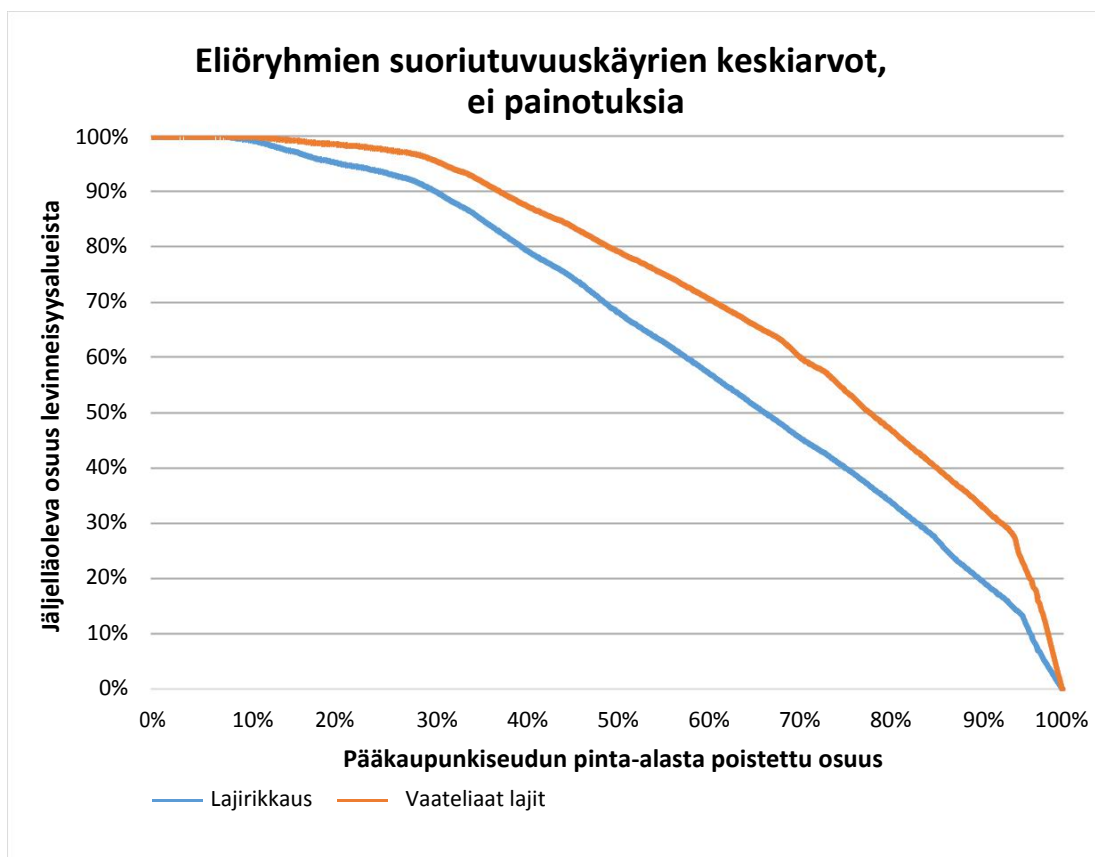
Kuvassa 8 ovat Osan 1 priorisoinnin suoriutuvuuskäyrät. Muut biodiversiteettipiirteet laskevat jokseenkin tasaisesti 40 %:n pinta-alan poistamisen jälkeen, mutta vaateliaat jäkälät, vaateliaat sudenkorennot sekä pistiäisten lajirikkaus laskevat muita piirteitä selvästi jyrkemmin ja myöhäisemmässä vaiheessa. Tämä johtuu siitä, että kyseiset piirteet esiintyvät suppealla alueella (Kuva 5, Kuva 6), jolloin Zonation korostaa niitä priorisointiprosessin aikana.



Kuva 8. Osan 1 Zonation-priorisoinnin suoriutuvuuskäyrät.

Kuvassa 9 ovat lajirikkauden ja vaatelioiden lajien suoriutuvuuskäyrien keskiarvot. Biodiversiteetti-tyyppi-alkavat vähenemään keskimäärin 30 % poistamisen jälkeen, eli vajalla kolmanneksella pääkaupunkiseudun pinta-alasta on hyvin vähäinen merkitys seudun biodiversiteetille. Toisaalta suoriutuvuuskäyrät ”romahtavat” suhteellisen jyrkästi, kun pääkaupunkiseudun pinta-alasta on priorisoinnissa jäljellä noin 5 parasta prosenttia. Tämä tarkoittaa sitä, että eri eliöryhmät ovat keskittyneet muutamaankin parhaimpaan prosenttiin pääkaupunkiseudun alueesta (ks. myös kuva 8).

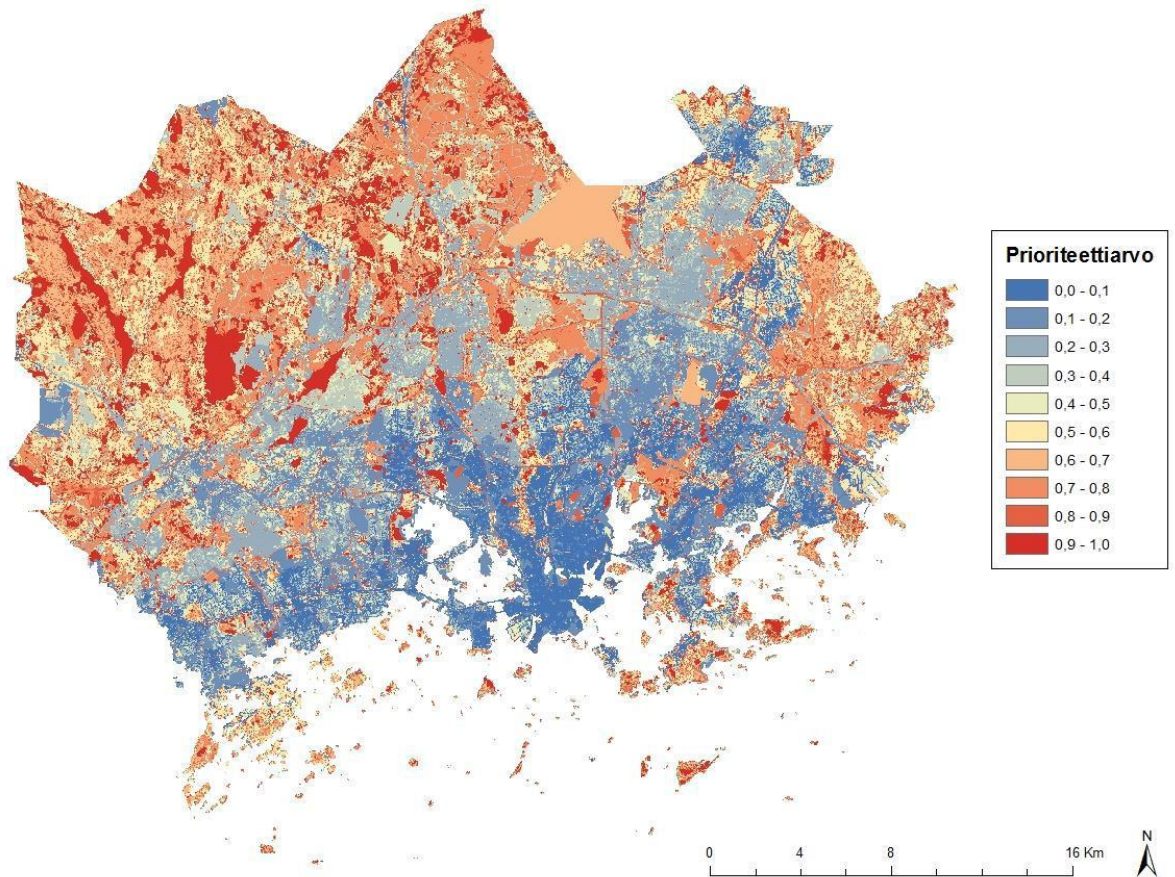
Lajirikkautta kuvaavat biodiversiteetti-tyyppi-alkavat vähentyä vaateliaita lajeja aiemmin. Vaatelioiden lajien käyrä on myös lajirikkauden käyrää jyrkempi ja kääntyy jyrkkään laskuun hieman lajirikkautta aiemmin. Tämä tarkoittaa, että vaateliaita lajeja tukevia elinympäristöjä on vähemmän kuin lajirikkauden kannalta edullisia ympäristöjä.



Kuva 9. Osan 1 Zonation-priorisoinnin lajirikkauden ja vaatelioiden lajien suoriutuvuuskäyrät.

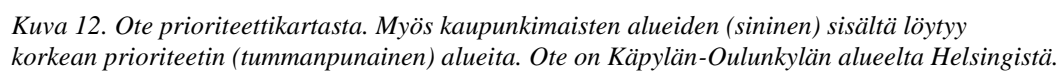
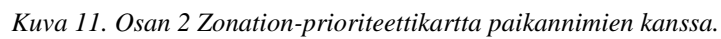
3.2.2 Osa 2: Priorisointi painotusten kanssa

Kuvassa 10 on toisen priorisoinnin (**Osa 2**) prioriteettikartta. Analyysissä eliöryhmiä oli painotettu sen mukaan, kuinka suuri rooli niillä ajateltiin olevan ekosysteemien toiminnan kannalta. Muun muassa pelto- ja lentokenttäalueiden prioriteetti on kasvanut osaan 1 verrattuna, siinä missä golfkenttien ja rantaruovikoiden prioriteetit ovat laskeneet. Prioriteettien laskeminen joillakin alueilla johtuu siitä, että kyseiset alueet ovat olleet tärkeitä sellaisille eliöryhmille, joille on tässä analyysissä annettu edellistä matalampi painoarvo. Kuvan 10 prioriteettikartta on esitetty suurempana liitteessä 3.

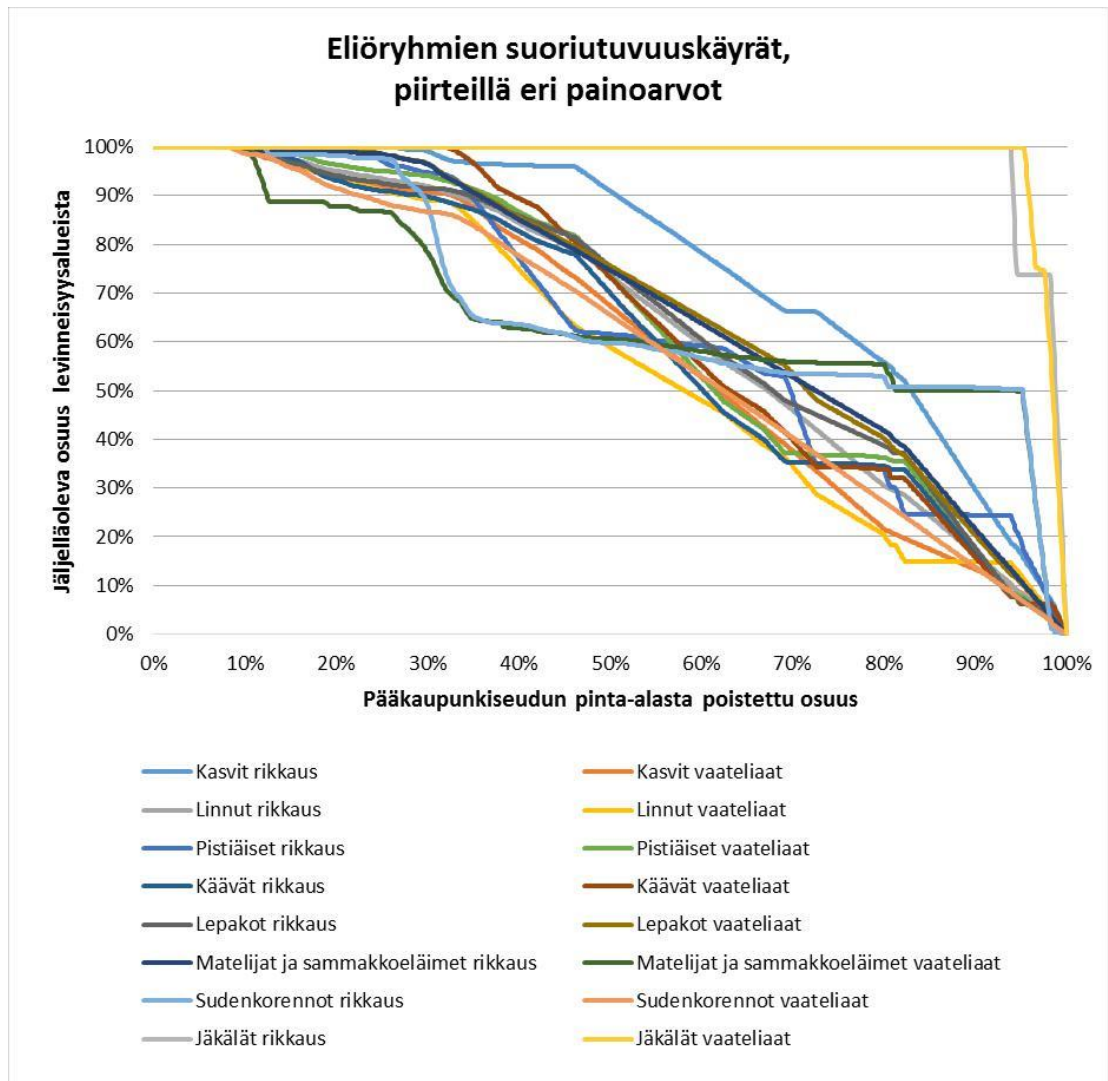


Kuva 10. Osa 2 Zonation-priorisoinnin prioriteettikartta. Analyysissä eri eliöryhmille oli annettu erilaiset painoarvot. Tummansiniset alueet ovat alhaisimpien ja tummanpunaiset korkeimpien prioriteettien alueita.

Kuvassa 11 prioriteettikarttaan on lisätty paikannimet Helsingin kaupunkimittausosaston (2011) Pääkaupunkiseudun tilastoalue- ja kaupunginosat -aineistosta. Pääkaupunkiseudun saaristo sekä laajat metsäalueet, Nuksio, Petikko, Länsimäki-Östersundom ja niin edelleen, nousevat kartasta

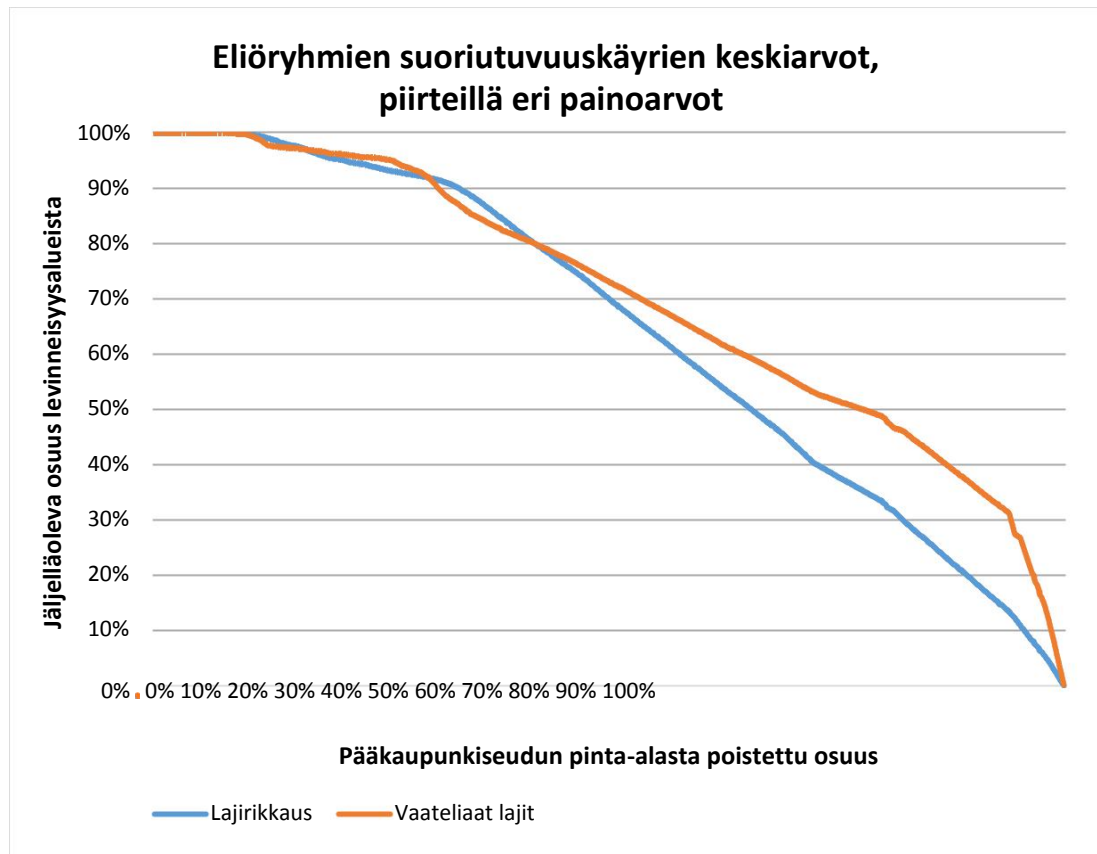


Kuvassa 13 ovat osan 2 suoriutuvuuskäyrät. Eri biodiversiteettiipiirteiden käyrät eroavat osan 1 priorisoinnista, koska erilaiset painotukset ovat vaikuttaneet priorisointiprosessiin. Esimerkiksi vaateliaat kasvit pysyttelevät priorisoinnin edetessä korkeammalla tasolla osan 1 priorisointiin verrattuna. Huomionarvoista on, että vaateliaat jäkälät erottuvat tässä analyysissä osaa 1:kin voimakkaammin. Tämä johtuu siitä, että jäkälät ”esiintyvät” pitkälti samoilla alueilla kuin hyvin korkealle painotetut kasvit (Kuva 5, Kuva 6, Liite 1), jolloin jäkälät ovat asettuneet korkeiden prioriteettien alueille kasvien ”siivellä”.



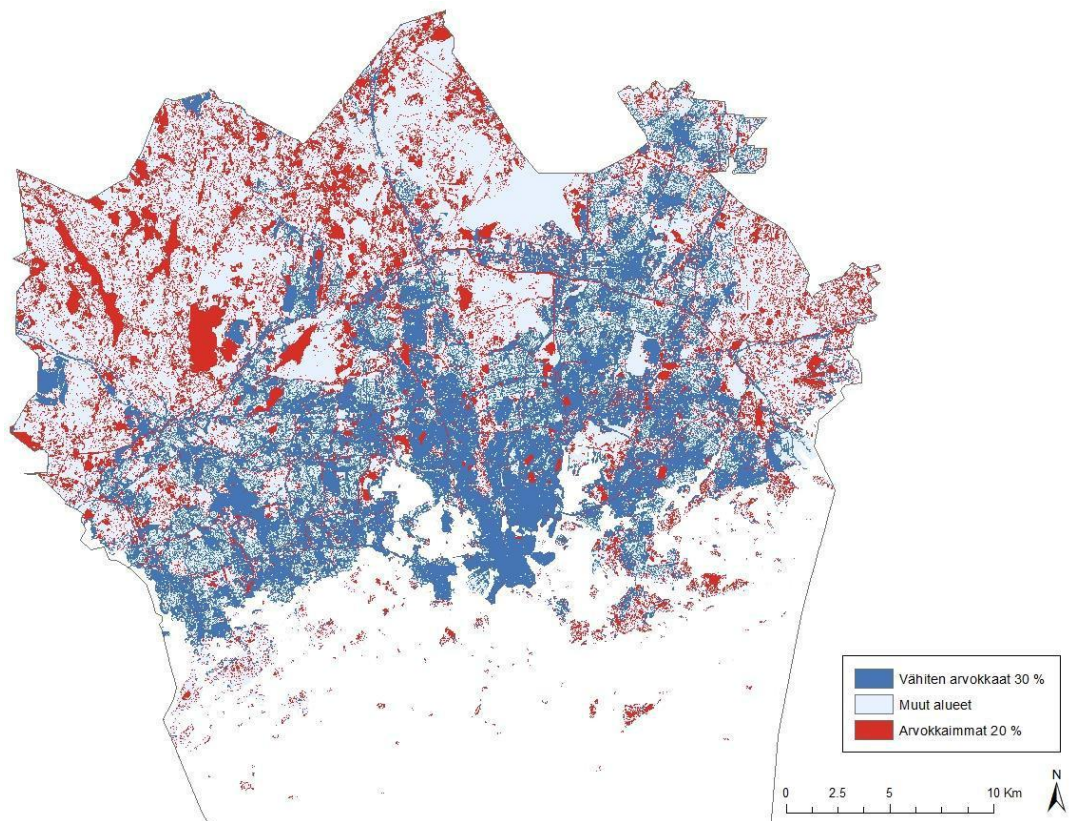
Kuva 13. Osan 2 Zonation-priorisoinnin suoriutuvuuskäyrät.

Kuvassa 14 ovat lajirikkauden ja vaatelioiden lajien suoriutuvuuskäyrien keskiarvot. Osan 1 priorisointituloksiin verrattuna vaateliat lajit vähenevät alussa epätasaisemmin ja loivemmin. Eliöryhmien suoriutuvuuskäyrät kääntyvät hivenen jyrkempään laskuun, kun pääkaupunkiseudun pinta-alasta on poistettu noin 30 %. Käyrät kääntyvät jälleen jyrkempään laskuun 80 % tietämillä.



Kuva 14. Osan 2 Zonation-priorisoinnin lajirikkauden ja vaatelioiden lajien suoriutuvuuskäyrät.

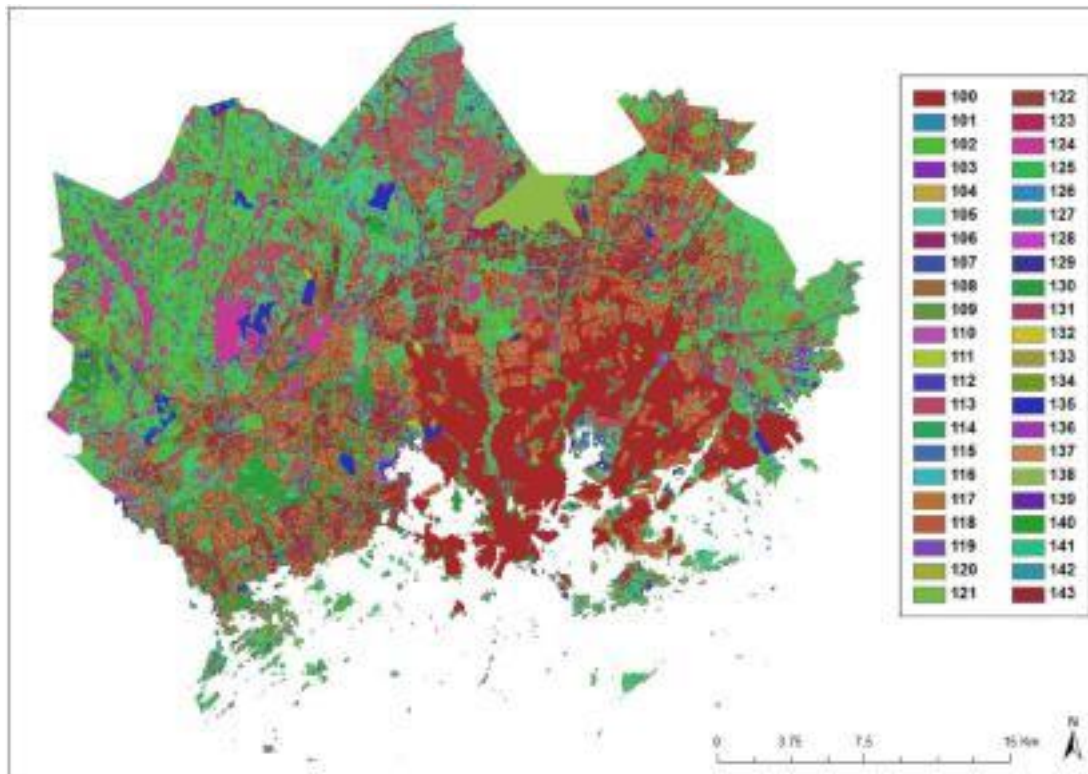
Kuvassa 15 Zonation-priorisointikarttaa on käsitelty siten, että siinä näkyvät ne alueet, jotka kuuluvat korkeimpaan 20 tai matalimpaan 30 prosenttiin pääkaupunkiseudun pinta-alasta. Esimerkiksi järvet ja lammet, merenrantaniityt, ruderaatit, linnoitusalueet ja lehdot kuuluivat pääkaupunkiseudun arvokkaimpaan 20 prosenttiin. Vähiten arvokkaita alueita olivat esimerkiksi erilaiset asuinalueet, tiet, golfkentät ja kaatopaikat. Mikäli pääkaupunkiseudun alueesta suojeltaisiin kuvan 15 mukaiset alueet, turvattaisiin reilu 30 % eliöryhmien lajirikkautta tukevista alueista ja 50 % vaatelaita lajeja tukevista alueista (Kuva 14).



Kuva 15. Pääkaupunkiseudun arvokkaimmat 20 (tumman punainen) ja vähiten arvokkaat 30 pinta-alaprosenttia (sininen) Zonation-priorisoinnin perusteella.

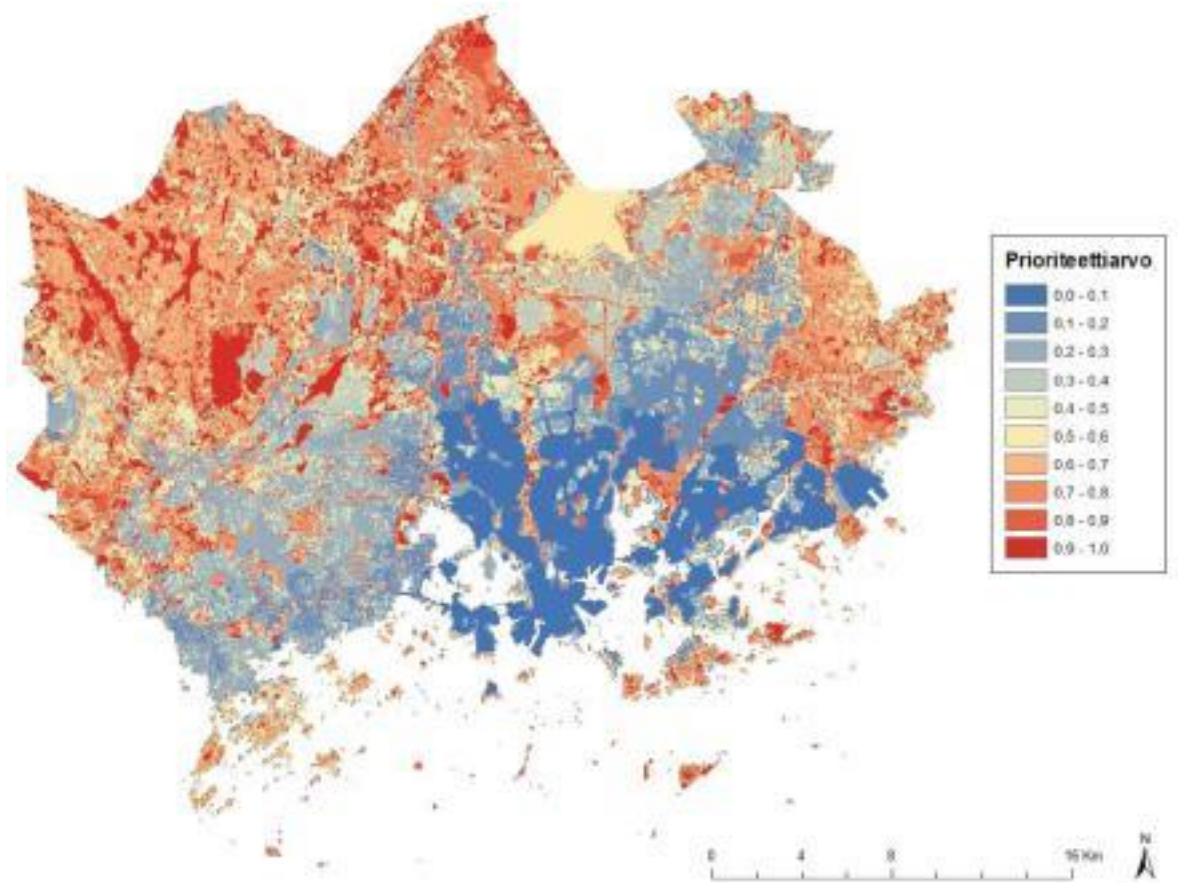
3.3 Tulevaisuuden kasvunäkymien vaikutukset viherrakenteeseen

Kuvassa 16 on kaupunkibiotooppikartta, jossa on huomioitu Helsingin yleiskaava 2050 -yleiskaavaehdotuksen mukainen maankäyttö, jäljempänä ”Helsinki 2050 -tilanne”. Kartassa korostuu erityisesti Helsingin alueen tiivis kaupunkirakenne, eli vettä läpäisemättömän pinnan suuri määrä.



Kuva 16. Pääkaupunkiseudun viherrakenne Helsinki 2050 -tilanteessa. Karttaselitteen arvot kuvaavat eri kaupunkibiotooppeja seuraavasti: 100: vettä läpäisemättömät pinnat, 101: harjumetsät, 102: kangasmetsät, 103: lehdot, 104: puustoiset rämeet, 105: puustoiset korvet, 106: avosoistumat, 107: hietikot, 108: kalliolaet ja rinteet, 109: kalkkikalliot, 110: kalliokedot, 111: avoimet ruderaatit, 112: puustoiset ”joutomaat”, 113: pellot, 114: viljelypalsta-alueet, 115: niityt, 116: kedot, 117: avoimet varpukankaat, 118: hakamaat ja metsälaitumet, 119: linnoitukset, 120: joet, 121: purot, 122: puustoiset ja kerrokselliset virtavesien rannat, 123: avoimet, niittymäiset virtavesien rannat, 124: lammet, järvet ja rantavyöhyke, 125: lähteet, 126: rantasoraikot, 127: luontaiset hiekkarannat, 128: merenrantaniityt, 129: rantaruovikot, 130: rakennetut puistot, 131: kartanopuistot, 132: kasvitieteelliset puutarhat, 133: siirtolapuutarhat, 134: hautausmaat, 135: golfkentät, 136: umpikorttelien pihat, 137: pientalojen pihat, 138: lentokenttäalueet, 139: pensasmeluvallit, 140: puustoiset suojaviheralueet, 141: voimalinjat, 142: hiekkauimarannat, 143: hiekka- ja sorakuopat.

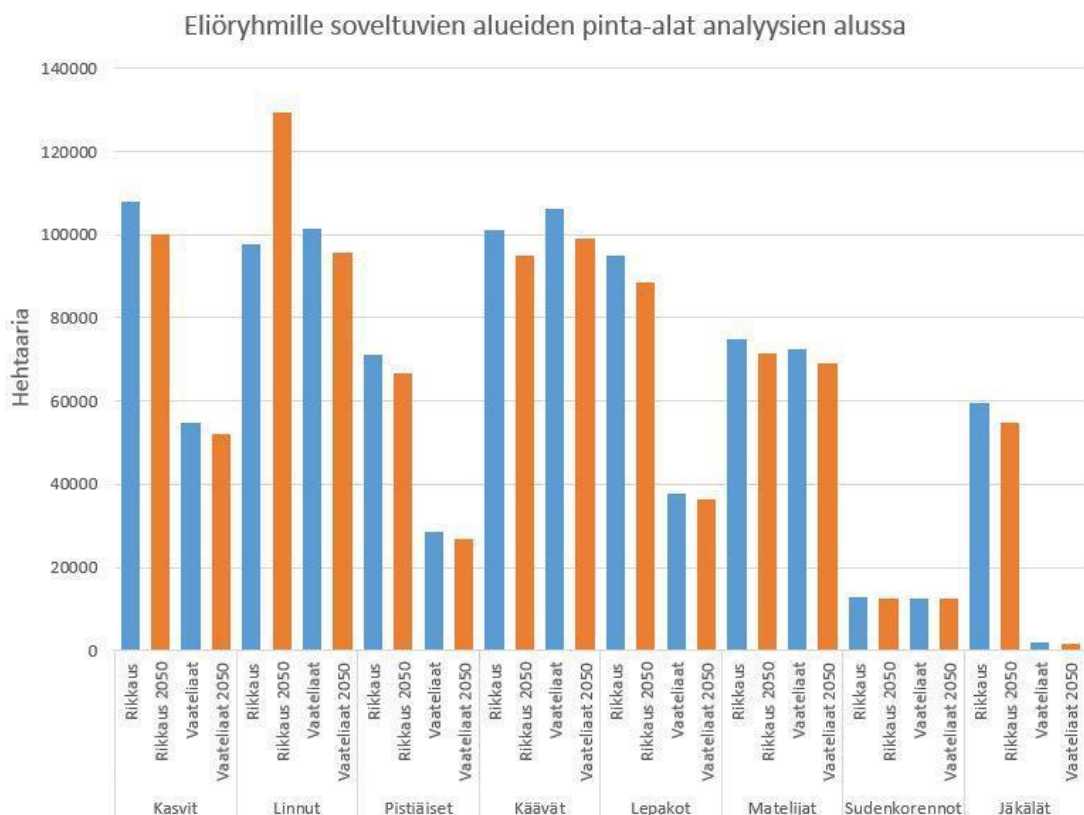
Kuvassa 17 on Helsinki 2050 -tilanteen viherrakenteen prioriteettikartta. Kuvassa on silmiinpistävää Helsingin alueen laaja, hyvin alhaisen prioriteetin alue, mikä johtuu siitä, että tiiviisti rakennetut alueet määritettiin kaikkien eliöryhmien kannalta arvottomiksi (Liite 1).



Kuva 17. Zonation-priorisoinnin prioriteettikartta Helsinki 2050 -tilanteessa..

Kuvassa 18 on vertailtu, kuinka monta hehtaaria kutakin eliöryhmää tukevia alueita nykytilaa ja Helsinki 2050 -tilannetta kuvaavissa kaupunkibiotooppikartoissa on. Pinta-alat on painotettu niiden laadun mukaan, eli ennen pinta-alan laskemista kunkin eliöryhmän kohdalla arvon 3 saaneiden alueiden pinta-ala on kerrottu kolmella, arvon 2 saaneiden alueiden kahdella ja niin edelleen.

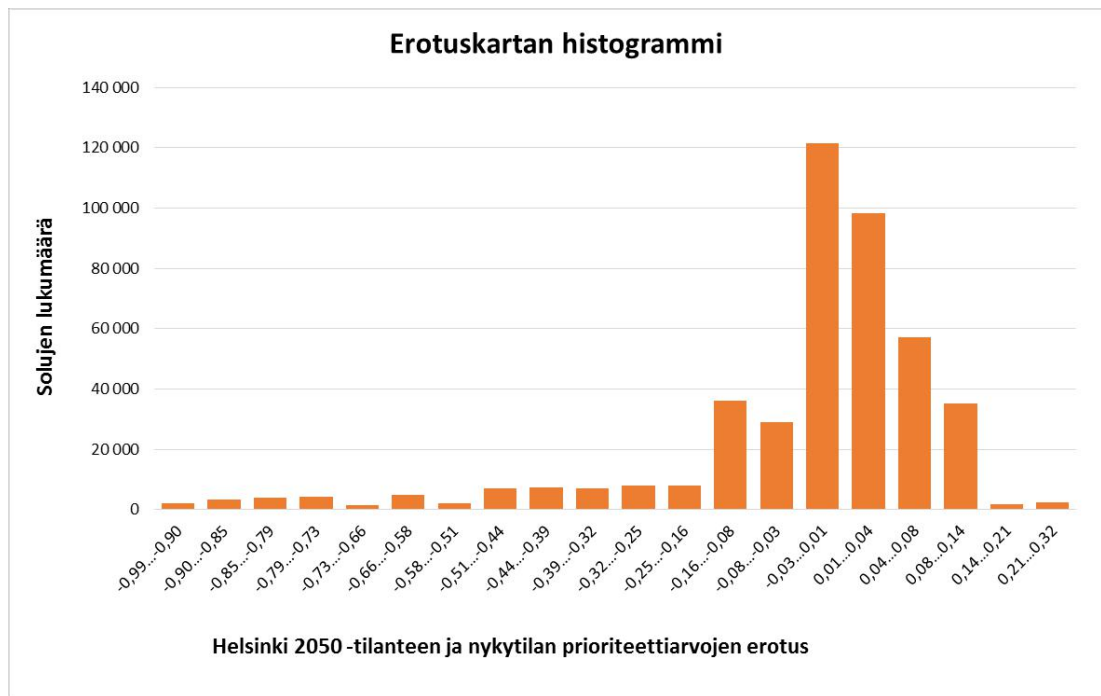
Käytännössä kaikkia eliöryhmiä tukevia alueita oli Helsinki 2050 -tilanteessa hivenen vähemmän kuin nykytilanteessa. Helsingin yleiskaavaehdotuksessa osoitetaan siis jonkin verran kaikille eliöryhmille soveltuvia alueita tiiviin rakentamisen alle, mutta kaavaehdotus ei tuhoa merkittävää osaa yhdenkään eliöryhmän kannalta soveliaista alueista. Ainoan poikkeuksen teki lintujen lajirikkaus, joita tukevien alueiden pinta-ala nousi liki 32 000 painotettua hehtaaria. Tämä selittyy linnuston rikkauten kannalta hyvin laadukkaiden pientaloalueiden lisääntymisellä (Kuva 5, Liite 1) Helsingin yleiskaavaehdotuksessa. Keskimäärin eri eliöryhmiä tukevat alueet vähenivät Helsinki 2050 -tilanteessa noin 1 500 painotettua hehtaaria (3,3 %).



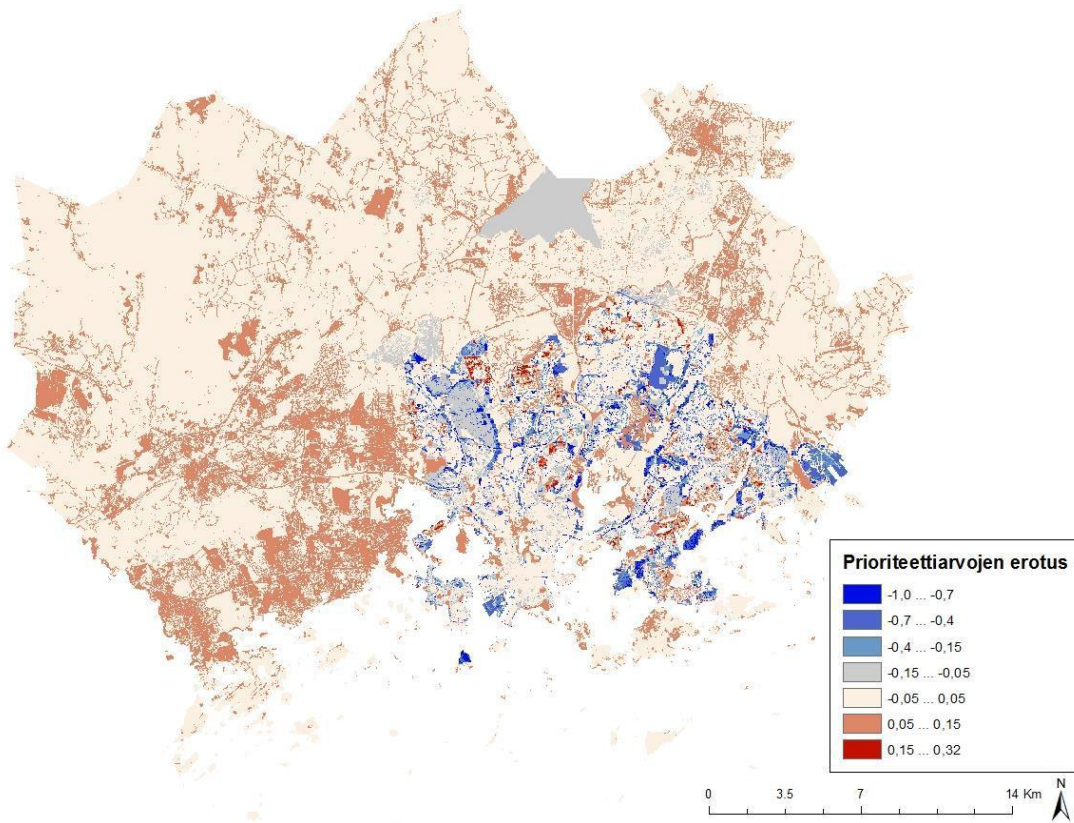
Kuva 18. Eliöryhmiä tukevien alueiden pinta-alojen vertailu nykytilan ja Helsinki 2050 -tilanteen välillä. X-akselin selitteet "Rikkaus 2050" ja "Vaateliat 2050" viittaavat Helsinki 2050 -tilanteeseen. "Matelijat" viittaavat matelijoihin ja sammakkoeläimiin.

Kuvassa 20 on verrattu prioriteettien muutosta nykytilan ja Helsinki 2050 -tilanteen välillä. Kartan teoreettiset ääriarvot ovat -1,0 ja 1,0 (-1,0: tärkeimpiin prioriteettikohteisiin on esitetty tiivistä rakentamista, 1,0: alhaisimpien prioriteettien alue muuttuu korkeimman prioriteetin alueeksi).

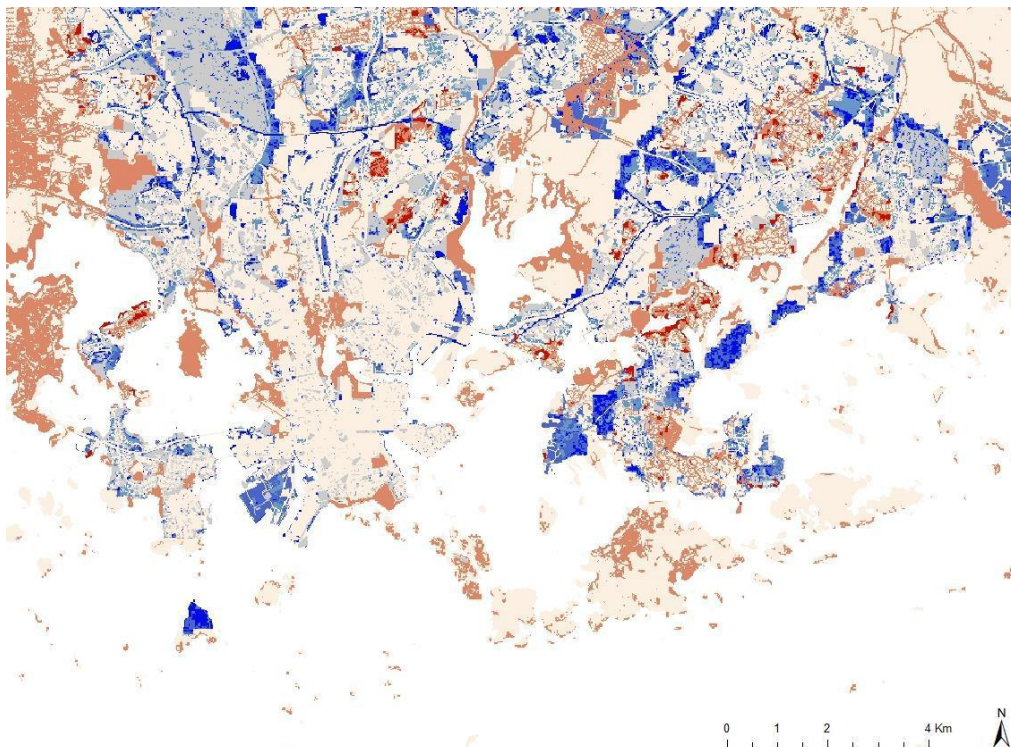
Erotuskartan arvot vaihtelivat välillä -0,986 ja 0,317, ja suurin osa eroista asettui -0,16 ja 0,14 välille (Kuva 19). Suuressa osassa Helsingin alueista prioriteetti laski, kun nykyinen maankäyttö muutettiin tiiviisti rakennetuiksi alueiksi. Toisaalta joillakin alueilla prioriteetti nousi verrattain paljon, kun alueita muutettiin pientaloalueiksi, joiden on arvioitu soveltuvan monille eliöryhmille paremmin kuin useat muut biotoopit (Liite 1). Helsingin alueella joidenkin alueiden prioriteetti laski verrattain paljon, mikä merkitsee sitä, että Helsingin yleiskaava 2050:ssä esitetään rakentamista alueille, jotka kuuluvat koko pääkaupunkiseudun korkeimpiin prioriteetteihin. Tällaisia alueita löytyy esimerkiksi Laajasalosta, Viikistä ja Melkistä (Kuva 21).



Kuva 19. Helsinki 2050 -tilanteen ja nykytilan prioriteettiarvojen erojen jakauma.



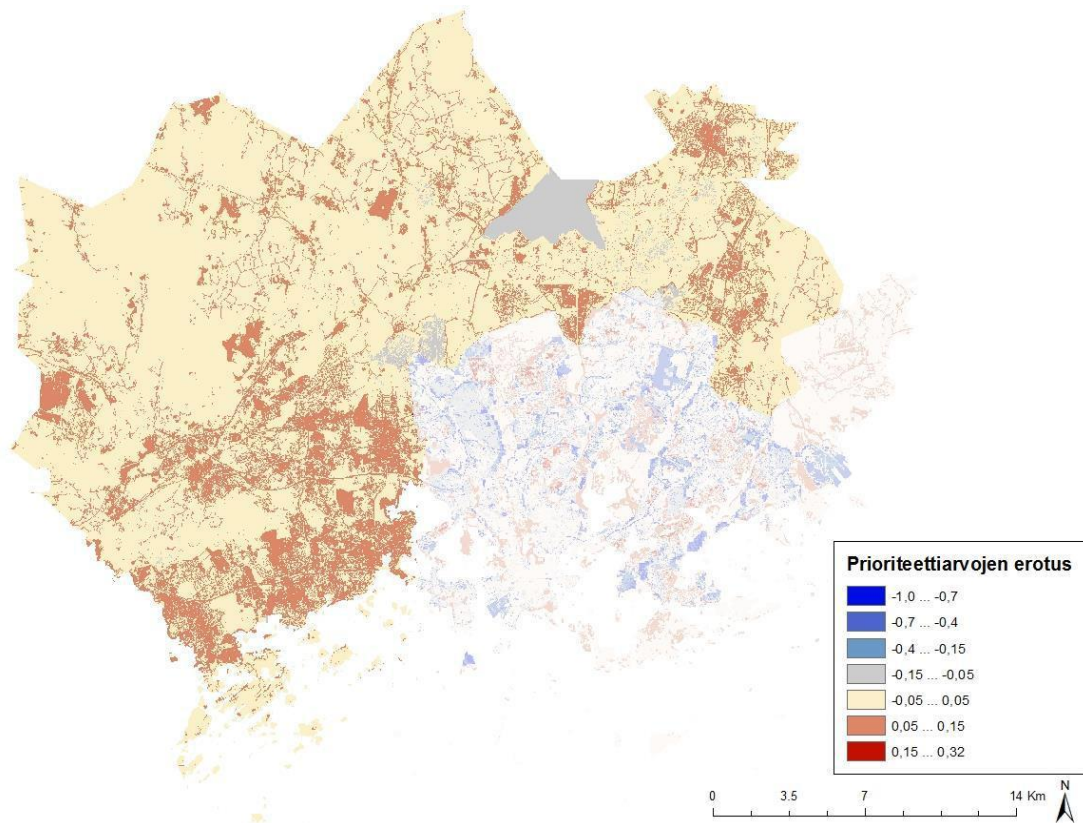
Kuva 20. Tulevaisuuden ja nykytilanteen prioriteettien erotukset. Negatiiviset arvot merkitsevät prioriteetin laskua Helsinki 2050 -tilanteessa, ja positiiviset arvot vastaavasti prioriteetin nousua.



Kuva 21. Ote prioriteettien erotuksista. Hyvin negatiiviset arvot (tummansininen) kuvaavat tilannetta, jossa esitetään tiivistä rakentamista nykytilan perusteella korkean prioriteetin alueille.

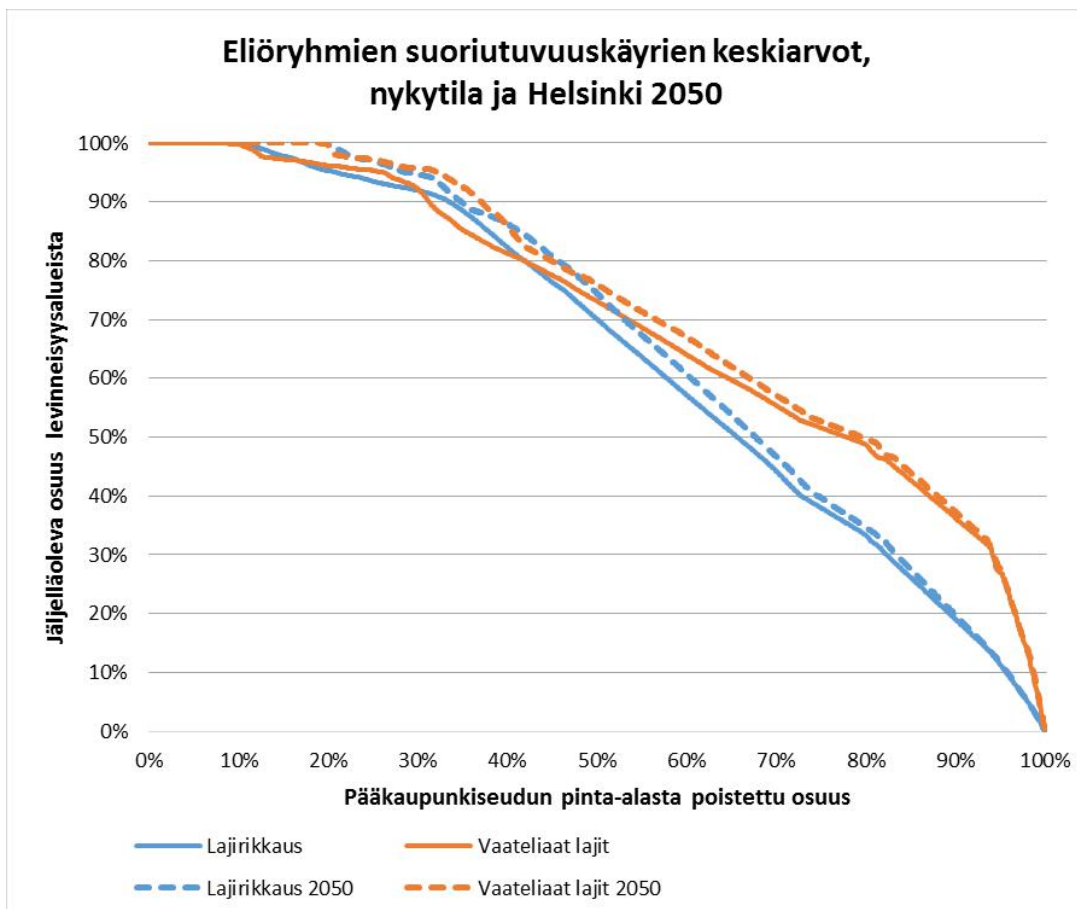
Muutokset Helsingin maankäytössä vaikuttivat myös Espoon, Kauniaisten ja Vantaan alueiden prioriteetteihin (Kuva 22). Yleisesti Espoon, Kauniaisten ja Vantaan prioriteettien muutokset olivat maltillisia (prioriteettimuutos alle 0,15); yksittäiset suuremmat tai pienemmät arvot sijoituivat Helsingin vastaisille rajoille ja johtuivat Helsingin yleiskaavan karkeasta resoluutiosta, jonka vuoksi maankäyttömuutokset ulottuivat myös Espoon ja Vantaan puolelle.

Prioriteetti laski etenkin Vantaan lentokenttä- ja tiiviin rakentamisen alueilla sekä joillain kaupunkien metsä- ja järvikohteilla. Tämä selittyy pientaloalueiden lisääntymisellä Helsingin alueella, mikä lisää etenkin linnustolle, käävillä sekä matelijoille ja sammakkoeläimille soveliaita alueita Helsingissä (Kuva 5, Kuva 6, Liite 1). Tällöin kyseisten eliöryhmien kannalta tärkeiden alueiden prioriteetit laskevat muualla. Toisaalta prioriteetti nousi joillakin Espoon ja Vantaan tiiviin rakentamisen alueilla sekä yksittäisillä kaupunkien metsäkohteilla.



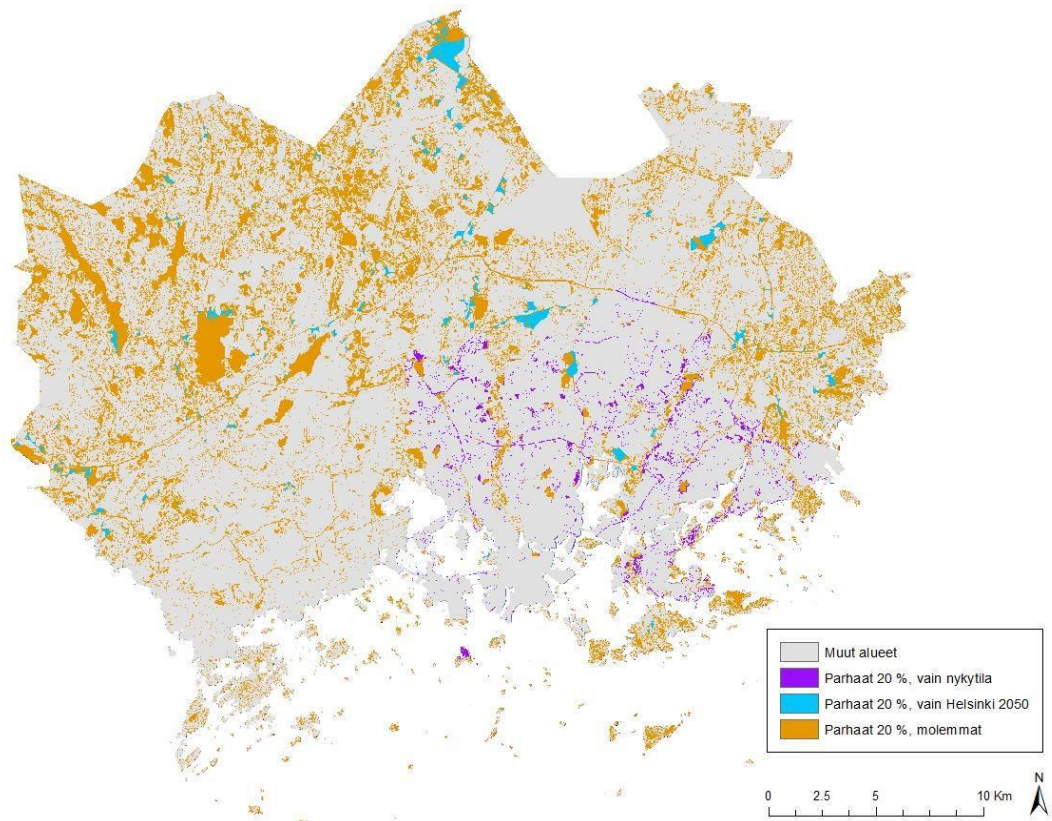
Kuva 22. Prioriteettien muutokset Espoon, Kauniaisten ja Vantaan alueilla. Negatiiviset arvot merkitsevät prioriteetin laskua Helsinki 2050 -tilanteessa, ja positiiviset arvot vastaavasti prioriteetin nousua.

Kuvassa 23 on verrattu nykytilan ja Helsingin yleiskaava 2050 -tilanteen suoriutuvuuskäyrien keskiarvoja. Käyrien muodoissa ei ole juuri eroa nykytilan ja tulevaisuuden maankäytön välillä. Helsingin yleiskaavaehdotuksen huomioivassa tilanteessa suoriutuvuuskäyrät kulkevat hivenen korkeammalla kuin nykytilaa kuvaavassa priorisoinnissa. Tämä johtuu siitä, että Helsinki 2050 -tilanteessa suurempi osuus pääkaupunkiseudun pinta-alasta on arvottomaksi määritettyä tiiviin rakentamisen aluetta, joten muiden alueiden prioriteetti on kasvanut vastaavassa suhteessa. Kuvaa tulkittaessa tulee huomata, että tulokset eivät ole yhteismitallisia: eri maankäyttötilanteiden käyrät perustuvat eri Zonation-analyyseihin, joten kuvan perusteella ei voida sanoa, että Helsingin yleiskaavaehdotus *hyödyttäisi* pääkaupunkiseudun biodiversiteettiä. Kuvan perusteella voi kuitenkin nähdä, että Helsingin yleiskaavaehdotus ei tuhoa eliöryhmille soveltuvia alueita merkittävästi pääkaupunkiseudun mittakaavassa, sillä käyrät käyttäytyvät hyvin samalla tavalla eri maankäyttötilanteiden välillä (ks. myös kuva 18).



Kuva 23. Nykytilan ja Helsinki 2050 -tilanteen priorisointien suoriutuvuuskäyrien vertailu. "Lajirikkaus 2050" ja "Vaateliaat lajit 2050" viittaavat Helsinki 2050 -tilanteeseen.

Kuvassa 24 on vertailtu pääkaupunkiseudun viherrakenteen arvokkaimman 20 %:n sijoittumista nykytilan ja Helsinki 2050 -tilanteen välillä. Yleisesti molempien priorisointien parhaat viidennekset sijoituivat samoille alueille. Osa Helsingin alueella sijaitsevista korkeimpien prioriteettien alueista on kuitenkin osoitettu Helsingin yleiskaavaehdotuksessa tiiviin rakentamisen alueiksi, jolloin muiden alueiden prioriteetti on vastaavasti noussut. Helsinki 2050 -tilanteessa lähinnä erilaiset pellot ovat nousseet parhaaseen viidennekseen.



Kuva 24. Pääkaupunkiseudun viherrakenteen arvokkaimmat 20 % nykytilanteessa ja Helsinki 2050 -tilanteessa.

4 Tulosten tarkastelu

4.1 Miten tämän tutkielman tuloksia tulee tulkita?

Tutkielman tavoitteena oli arvottaa pääkaupunkiseudun viherrakenteen kohteet sen mukaan, kuinka merkittäviä ne ovat seudun biodiversiteetin ja ekosysteemipalvelujen näkökulmasta. Analyysit eivät perustu yksittäisten lajien tai lajiryhmien tutkittuihin levinneisyyksiin, vaan arvioihin eri kaupunkibiotooppien soveltuvuudesta eri eliöryhmille. Analyysissä ei ole myöskään huomioitu harvinaisia tai suojeltuja lajeja tai luontotyyppejä, joita löytyykin hyvin todennäköisesti myös alhaisten prioriteettien alueilta. Tässä tutkielmassa biodiversiteettiä on haluttu käsitellä laajempänä käsitteenä kuin yksittäisten lajien joukkona (*sensu* Noss 1990), jolloin pelkkiin lajeihin keskittyminen ei olisi ollut mielekäästä. Sen sijaan analyyseissä on keskitytty yleiseen lajirikkauteen ja eri elinympäristöjä indikoiviin vaatelioiden lajien yhteisöihin, jotka vaikuttavat ekosysteemiprosessien ja -palveluiden monimuotoisuuteen ja kestävyYTEEN (Cardinale ym. 2012, Mace ym. 2012, Harrison ym. 2014). Näin ollen priorisointitulokset (Kuva 7, Kuva 10) esittävät pääkaupunkiseudun eri alueiden *biodiversiteettipotentiaalia*, jonka on ajateltu liittyvän myös ekosysteemipalvelujen turvaamiseen.

Zonation-priorisointikarttoja (Kuva 7, Kuva 10) tulkittaessa ei tule keskittyä yksittäisten solujen arvoihin, sillä valittu solukoko, 20 x 20 m, on niin pieni, ettei niiden tarkastelu ole ekologisesti mielekäästä. Samansuuruisten prioriteettien muodostamia alueita tulisi siis käsitellä kokonaisuuksina.

Zonationin algoritmi perustuu täydentävyyteen, eli ohjelma pyrkii tuottamaan ratkaisun, joka turvaa kokonaisuutena mahdollisimman kattavasti analyyseissä käytetyt biodiversiteetti- ja ekosysteemipalvelu-tyypit. Näin ollen Zonation-priorisoinnin tulokset ovat luonteeltaan eksplisiittisiä: mikäli pääkaupunkiseudun pinta-alasta haluttaisiin suojella esimerkiksi Zonation-priorisoinnin mukaiset 20 parasta prosenttia, tulisi suojelun kohdistua nimenomaan kuvan 15 osoittamiin kohteisiin. Mikäli jotkin kuvan 15 osoittamista korkeimpien prioriteettien kohteista rakennettaisiin, koko pääkaupunkiseudun prioriteetit asettuisivat uudella tavalla. Tämä näkyi esimerkiksi Helsinki 2050 -tilanteessa, jossa Helsingin yleiskaavaehdotuksessa oli osoitettu rakentamista myös pääkaupunkiseudun korkeimpien prioriteettien alueille (Kuva 21).

Tämän vuoksi pääkaupunkiseudun alueen 20 arvokkainta prosenttia erosivat nykytilan ja Helsinki 2050 -tilanteen välillä (Kuva 24).

Tulosten tarkastelussa tulee huomata, että Zonation-priorisoinnit tehtiin pääkaupunkiseudun kuntien alueella, ja seudun viherrakennetta käsiteltiin kokonaisuutena. Suuremman tarkastelualueen käyttäminen, kuten maakuntatason tai lähikuntien sisällyttäminen analyysihin, muuttaisi pääkaupunkiseudun alueen prioriteetteja, kun eri eliöryhmiä tukevien alueiden suhteelliset pinta-alat muuttuisivat (esim. Kuusterä ym. 2015). Priorisointitulokset muuttuisivat myös, mikäli priorisoinnit suoritettaisiin jokaiselle kaupungille erikseen (Pouzols ym. 2014, Kuusterä ym. 2015). Sopivan tarkastelualueen valinta onkin erittäin tärkeää spatiaalisen suojelupriorisoinnin onnistumisessa – ja usein kaikkea muuta kuin yksinkertaista (Ferrier & Wintle 2009).

Zonation-priorisoinnin rajaamista nimenomaan pääkaupunkiseudun alueelle voidaan kuitenkin pitää perusteltuna. Alue muodostaa kaupunkirakenteeltaan yhtenäisen kokonaisuuden, joka erottuu maankäytöltään muusta Uudestamaasta (Helminen ym. 2014). Näin ollen myös alueen biodiversiteettiä koskevien kysymysten, kuten maankäyttöpaineen ja kaupunkiluonnon erityispiirteiden, voidaan ajatella erottuvan muun Uudenmaan tilanteesta.

Priorisointituloksia tarkasteltaessa tulee myös huomioida, etteivät kaupunkibiotooppikartat anna täysin todellista kuvaa pääkaupunkiseudun maankäytöstä paikkatiedon puutteen tai vanhuuden vuoksi. Esimerkiksi ruderaatteja koskevia aineistoja oli vain Helsingin alueelta, kartanopuistoja tunnistettiin vain Helsingin Tuomarinkylässä ja Vuosaaressa, Jätkäsaaren ja Vuosaaren satamat on luokiteltu puustoisiksi ”joutomaiksi” Metlan aineistojen vuoksi, ja rantasoraikot ovat kaupunkibiotooppikartoissa vain yhden solun kokoisia. Monet paikkatiedot ovat myös jo muutaman vuoden ikäisiä (Taulukko 1), eivätkä ne välttämättä vastaa todellisuutta nopeasti muuttuvalla kaupunkialueella. Lisäksi asemakaavoihin perustuva puistojen määrittäminen ei välttämättä vastaa nykyhetkeä, sillä kaikkia asemakaavoitettuja puistoja ei ole vielä rakennettu. Mikäli tämän tutkielman kaltaista priorisointia aiotaan hyödyntää pääkaupunkiseudun maankäytön suunnittelussa, tulisi kaupunkibiotooppikarttaa täydentää kattamaan nämä yksittäiset puutteet. Edellä mainittuja yksityiskohtia lukuun ottamatta kaupunkibiotooppikarttaa voidaan

kuitenkin pitää varsin kattavana katsauksena pääkaupunkiseudun tämänhetkiseen maanpeitteeseen.

Helsinki 2050 -tilannetta kuvaavassa kaupunkibiotooppikartassa (Kuva 16) kaikki yleiskaavaehdotuksen mukaiset lisärakentamisalueet on tulkittu rakennettavaksi kokonaan, mikä ei täysin vastaa todellisuutta: yleiskaavakartta on yleispiirteinen, ja myös tiiviisti rakennetuille alueille rakennetaan puistoja ja muita viheralueita. Karttatarkastelun perusteella ratkaisu on kuitenkin perusteltu pääkaupunkiseudun mittakaavassa: nykyiset kantakaupungin alueet Helsingin keskustassa ovat käytännössä vettä läpäisemätöntä pintaa (Kuva 4) ja näin ollen hyvin alhaisten prioriteettien aluetta puistoista huolimatta (Kuva 7, Kuva 10). Sen sijaan väljien kerrostaloalueiden huomioiminen kaupunkibiotooppiluokittelussa voisi vaikuttaa Zonation-priorisointien tuloksiin, sillä Helsingin yleiskaavaehdotuksen keskisuuren rakennustehokkuuden alueiden voisi ajatella kuuluvan väljiin kerrostaloalueisiin. Kerrostaloalueiden pihojen asiantuntija-arviot erosivat niin umpikortteleiden kuin pientalojenkin pihoista (Liite 1).

Lopuksi tulee huomata, että Zonation-priorisoinnit perustuvat vain muutamasta eliöryhmästä tehtyihin arviointeihin, eikä niissä ole huomioitu esimerkiksi sieniä, nisäkkäitä tai hämähäkkieläimiä. Samoin eri biodiversiteettipiirteiden ekosysteemiprosesseihin liittyvät painoarvot (Taulukko 3) olivat hyvin suuntaa-antavia. Näin ollen tämän tutkielman tuloksia tulee pitää alustavina. On kuitenkin todennäköistä, että uusien eliöryhmien lisääminen Zonation-priorisointeihin ei muuta alueiden prioriteetteja erityisen merkittävästi; monet laadukkaaksi arvioidut elinympäristöt, kuten metsät ja ruderaatit, ovat arvokkaita useimpien lajiryhmien näkökulmasta. Ennen kaikkea tämä tutkielma esittelee maankäytön kannalta käyttökelpoisen priorisointiprosessin, joka on helposti täydennettävissä uusilla asiantuntija-arvioinneilla.

4.2 Miten tulokset tulisi huomioida kaupunkisuunnittelussa?

Priorisointituloksessa (Kuva 10) laadukkaiksi arvioitua biotoopit, kuten järvet ja lammet, ruderaatit, kedot, kartanopuistot, merenrantaniityt ja lehdot korostuivat, sillä ne on arvioitu tärkeäksi hyvin monelle eliöryhmälle (Liite 1). Turvaamalla paras viidennes pääkaupunkiseudun alueesta, joihin edellä mainitut biotoopit kuuluvat, voitaisiin säästää 20–100 % eri eliöryhmiä tukevista alueista (Kuva 13). Tämän tutkielman perusteella kyseisten biotooppien säästäminen kaupunkisuunnittelussa olisi siis ainakin tyydyttävästi toimiva ”nyrkkisääntö” pääkaupunkiseudun biodiversiteetin turvaamisessa. Järvien ja lampien tapauksessa tulee huomata, että niiden korkea biodiversiteettipotentiaali perustuu ennen kaikkea rantavyöhykkeisiin, jotka ovat arvokkaita elinympäristöjä useille eliöryhmille (Liite 1). Ilman järveä ei kuitenkaan ole järvenrantaakaan, joten vesialueita tulee käsitellä kokonaisuuksina.

Eliöryhmien painottaminen eri tavalla vaikutti jonkin verran prioriteettituloksiin (Kuva 7, Kuva 10). Esimerkiksi eräät metsäalueet menettivät prioriteettiaan, siinä missä peltoalueiden prioriteetti kasvoi jonkin verran. Erityisesti kasvit vaikuttivat prioriteettien muodostumiseen, sillä niiden painoarvo oli rutkasti muita eliöryhmiä suurempi (Taulukko 3). Myös lintujen verrattain suuri painoarvo vaikutti priorisointituloksiin nostaen esimerkiksi peltoalueiden prioriteettia. Täytyy kuitenkin huomata, ettei kasvien ja lintujen korkeampi painoarvo vaikuta prioriteettien määräytymiseen aivan suoraviivaisesti, sillä molemmat eliöryhmät ovat verrattain ”yleisiä” (Kuva 18), ja Zonation-analyseissä prioriteetin määräytymiseen vaikuttaa vahvasti biodiversiteetti- ja laajuuksien painoarvojen ohella niiden yleisyys suhteessa muihin piirteisiin. Lisäksi tulee muistaa, että tämän tutkielman painoarvot olivat hyvin alustavia, ja luotettavat priorisoinnit vaatisivat esimerkiksi perusteellisen ja kattavan asiantuntija-arvioinnin painoarvojen määrittämiseksi.

Suoriutuvuuskäyrien (Kuva 13) perusteella ei voida vetää täysin luotettavaa johtopäätöstä siitä, mikä olisi minimimäärä pääkaupunkiseudun pinta-alasta, joka turvaamalla eliöryhmät vielä todennäköisesti selviäisivät pääkaupunkiseudulla. Kuitenkin valtaosa eliöryhmistä rupeaa ”harvinaistumaan” jyrkemmin, kun pääkaupunkiseudun pinta-alasta on poistettu noin 80 % (Kuva 13, Kuva 14). Kyseisen tason jälkeen Zonationin algoritmi ei voi enää säilyttää eliöryhmille soveltuvia alueita analyysin edetessä. Näin ollen pääkaupunkiseudun parasta 20 %:a

voidaan jossain määrin pitää tasona, joka säilyttämällä saadaan kohtuullisesti turvattua pääkaupunkiseudun biodiversiteetti. Kuitenkin myös keskisuurten prioriteettien alueet vaikuttavat pääkaupunkiseudun biodiversiteettipotentiaaliin, sillä eliöryhmien ”harvinaistuminen” oli kohtuullisen jyrkkää myös kohdissa, joissa Zonation oli poistanut pääkaupunkiseudun alueesta 40–80 % (Kuva 13, Kuva 14).

Joka tapauksessa tutkielman perusteella voidaan sanoa, että nykytilan alimman 30 %:n (Kuva 15), eli nykyisten keskusta- ja kerrostaloalueiden tiivistäminen ei vaikuta pääkaupunkiseudun biodiversiteettipotentiaaliin (Kuva 13, Kuva 14). Näin ollen nykyisten rakennettujen alueiden tiivistämisen voidaan sanoa olevan biodiversiteetin kannalta sangen turvallinen tapa kasvattaa pääkaupunkiseudun asukas- ja työpaikkamääriä. Sen sijaan nykyisen kaupunkirakenteen sisälläkin olevat laadukkaat biotoopit voivat olla biodiversiteettipotentiaalin kannalta tärkeitä alueita koko pääkaupunkiseudun mittakaavassa (Kuva 10, Kuva 12).

Tämän tutkielman kaltainen suojelupriorisointi soveltuu erityisen hyvin osaksi strategisen tason maankäytön suunnittelua, jossa koko kaupunkiseutua tarkastellaan kokonaisuutena. Täydentävyyteen perustuva priorisointi huomioi eri eliöryhmät koko kaupunkiseudun mittakaavassa ja ohjaa suojeluprioriteettien sijoittumista tasapuolisesti ja resurssitehokkaasti (Margules & Pressey 2000, Kukkala & Moilanen 2013). Mikäli viherrakenteen osia arvotetaan erikseen pienillä alueilla, kuten asema- ja osayleiskaavojen mittakaavassa, koko pääkaupunkiseudun mittakaava voi unohtua, mikä voi johtaa eliöryhmien epätasaiseen suojeluun tai tarpeettoman tehottomaan maankäyttöön.

Biodiversiteetikysymyksissä kaupunkiseutuja tulisikin käsitellä kokonaisuuksina, koska ekosysteemiprosessit eivät tottele kuntien hallinnollisia rajoja (Snep & Opdam 2010). Tämä tulee huomioida myös pääkaupunkiseudun tapauksessa; maankäytön muutokset Helsingissä vaikuttivat prioriteettien asettumiseen myös Espoossa, Kauniaisissa ja Vantaalla, vaikka niiden maankäyttö säilytettiin analyysissä ennallaan (Kuva 22). Tämän tutkielman kaltaisen spatiaalisen suojelupriorisoinnin tuloksia tulisi soveltaa koordinoitusti kaikissa pääkaupunkiseudun kaupungeissa, jotta biodiversiteetin suojelu olisi mahdollisimman kattavaa ja resurssitehokasta.

Kuten sanottu, täydentävyyteen perustuva suojelupriorisointi soveltuu eritoten kaupunkiseutu- ja yleiskaavatasolle. Biodiversiteetin huomioiminen vaikuttaa kuitenkin maankäytön suunnitteluun eri tavalla suunnittelun eri tasoilla (Snep & Opdam 2010), eikä pelkkä yksittäisten viheralueiden säästäminen turvaa kaupunkien biodiversiteettiä ja ekosysteemiprosesseja (Jokinen ym. arvioitavana). Näin ollen seututason suojelupriorisointitulokset eivät välttämättä itsessään riitä ohjaamaan tarkemman tason suunnittelua, kuten asemakaavoitusta tai maisemasuunnittelua. Tarkan tason suunnitelmissa tulisikin huomioida suojelupriorisoinnin prioriteettirajausten ohella myös suunnittelualueen nykytilan biodiversiteettipotentiaali. Suunnitelmien tueksi tulisi teettää esimerkiksi Vierikon ym. (2014) luokittelun mukainen kaupunkibiotooppiselvitys, jonka perusteella voidaan tunnistaa alueen biodiversiteetin kannalta oleelliset elementit. Tällaisia elementtejä ovat esimerkiksi pensaikkoisuus varhaisen sukkessiovaiheen ”joutomailla” ja paahteisuus kedoilla. Näitä elementtejä tulisi pyrkiä turvaamaan ja lisäämään myös tarkan mittakaavan suunnitelmissa.

Spatiaalista suojelupriorisointia tulisi siis käyttää havaitsemaan koko pääkaupunkiseudun tasolla tärkeimmät alueet, jotka kaikkien seudun kaupunkien tulisi turvata koordinoitusti. Lisäksi tarkemman mittakaavan suunnitelmissa tulisi turvata suunnittelualueen nykyisiä biodiversiteettipotentiaalia lisääviä tekijöitä, etenkin keskisuurten prioriteettien alueilla. Erityisen hyvin tämän kaltainen lähestymistapa soveltuu maisemasuunnitteluun sekä sellaisten alueiden kaavoitukseen, joissa tavoitteina ei ole hyvin tiivis rakentaminen (Soga ym. 2014).

Mikäli edellä kuvattu lähestymistapa otettaisiin käyttöön pääkaupunkiseudulla, tulisi seudun kaupunkien käyttää yhtenäistä biotooppiluokittelua ja pyrkiä selvittämään alueensa biotoopit mahdollisimman tarkasti. Koska biotooppien arvotus perustuu asiantuntija-arviointiin eikä systemaattisesti kerätyyn tietoon, tulisi kaupunkibiotooppien biodiversiteettipotentiaali todentaa myös systemaattisella lajistoseurannalla. Jokaisen erilaisen kaupunkibiotoopin lajirunsaus ja vaateliiden lajien määrä tulisi selvittää parilla–muutamalla kohteella muutaman vuoden välein biotooppien todellisen biodiversiteettipotentiaalin todentamiseksi.

Kaupunkiympäristössä korostuu se, että pelkkä alueiden suojelu ei riitä turvaamaan niiden biodiversiteettiä, sillä kaupungeissa viheralueet kohtaavat erilaista kulutusta,

ja niihin kohdistuu monia erilaisia intressejä (Lehvävirta & Rita 2002, Ruliffson ym. 2003, Haight ym. 2005, Bekessy & Gordon 2007). Näin ollen kaupunkiympäristöissä biodiversiteetin turvaamisen tulee olla joustavaa ja huomioida kaupungin viheralueiden monikäyttöisyys. Tästä syystä edellä kuvattu biodiversiteettiä tukevien elementtien tunnistaminen ja turvaaminen sopisi hyvin biodiversiteettiystävällisen kaupunkisuunnittelun toimintamalliksi.

Tämän tutkielman suojelupriorisoinnit ovat perustasoltaan riittäviä, mutta Zonationin avulla on mahdollista suorittaa nykyisten aineistojen puitteissa lisäanalyysyjä, jotka tarkentavat tehtyjen priorisointien tuloksia. Esimerkiksi tulevaisuuden maankäytön huomioimisessa voisi käyttää niin kutsuttuja kunto- ja retentiokerroksia (engl. *condition layer*, *retention layer*), joiden avulla voidaan huomioida prioriteetin laadun muutoksia esimerkiksi maankäytön muuttuessa (Moilanen ym. 2011b). Kunto- ja retentiokerrosten avulla voidaan muun muassa analysoida tulevaisuuden maankäytön vaikutuksia eri eliöryhmiin tämän tutkielman analyysyjä tarkemmin. Zonationissa voidaan myös huomioida maan hinta tai maankäytön rajoitusten vaihtoehtoiskustannukset, mikäli halutaan tarkastella biodiversiteetin ja ekosysteemipalvelujen tarjoamisen kustannustehokkuutta (Moilanen ym. 2011a). Lisäksi Zonationin avulla voidaan suorittaa erilaisia kytkeytyvyysanalyysyjä, joiden avulla voidaan esimerkiksi rakentaa korkean prioriteetin alueista suurempia ja yhtenäisempiä alueita (Moilanen & Wintle 2007) tai tunnistaa ekologisia käytäviä (Pouzols & Moilanen 2014). Kytkeytyvyysanalyysseissä tulee kuitenkin muistaa, että kytkeytyvyyteen liittyy vielä paljon käsitteellistä ja teknistä epävarmuutta (Kindlmann & Burel 2008, Rayfield ym. 2011, Kool ym. 2013). Lisäksi Zonationin *Administrative Units* -työkalulla (Moilanen & Arponen 2011) voidaan tutkia, missä määrin kaupunkien itsenäiset suojelutavoitteet vaikuttavat koko pääkaupunkiseudun biodiversiteettipotentiaaliin.

4.3 Onko spatiaalinen suojelupriorisointi mielekästä kaupungeissa?

Vaikka kaupungit ovat usein hyvin lajirikkaita ympäristöjä (Niemelä 1999, Kühn ym. 2004), ei perinteinen lajien säilymiseen perustuva luonnonsuojelu ole välttämättä mielekästä kaupungeissa, sillä kaupungit ovat tuskin koskaan lajien ainoita esiintymispaikkoja, ja maaseudulla lajien suojelu on usein kaupunkia halvempaa ja helpompaa (Sneep & Opdam 2010, Shwartz ym. 2014a). Kaupunkiluonnon suojelu

perustuukin usein tahtoon suojella paikallista ympäristöä eikä niinkään kaupunkiluonnon lajien tai biotooppien harvinaisuuteen globaalissa tai valtion mittakaavassa (Snep & Opdam 2010).

Kaupunkien biodiversiteettiä ei kuitenkaan voi pitää täysin merkityksettömänä asiana (Niemelä 1999, McKinney 2002, Snep & Opdam 2010, Shwartz ym. 2014a).

Perinteisen lajien suojelun sijasta kaupunkiympäristöissä on korostettu kaupunkiluonnon monitoiminnallisuutta (esim. Pauleit ym. 2011), jonka tärkeä osa kaupunkiluonnon biodiversiteetti on (Snep & Opdam 2010, Cardinale ym. 2012). Kaupunkiluontoon liittyvät ekologiset rakenteet ja prosessit voidaan tällöin nähdä osana holistisesti käsitettyä kestävästä kaupunkisuunnittelusta ja kaupunkilaisten hyvän elinympäristön mahdollistajana (Wu 2008, Shwartz ym. 2014a). Koska kaupunkiluonnon ekologisten prosessien turvaaminen edellyttää lajien ja lajiyhteisöjen säilyttämistä ja tuntemusta (Kremen 2005), ja koska kaupunkiluonnon suojelusuunnittelu on luonteeltaan spatiaalista (Snep & Opdam 2010), soveltuu spatiaalinen suojelupriorisointi hyvin osaksi kaupunkiluonnon turvaavaa maankäytön suunnittelua.

Koska yksittäisiin lajeihin perustuva suojelusuunnittelu ei ole mielekäästä kaupunkiympäristöissä (Shwartz ym. 2014a), ei spatiaalisessa suojelupriorisoinnissakaan tulisi keskittyä uhanalaisuuteen tai muihin yksittäisiä lajeja korostaviin asioihin, kuten esimerkiksi Gordonin ym. (2009) työssä. Kaupungeissa voi olla huomattavan lajirikkaita alueita ja ekologisesti laadukkaita elinympäristöjä (Kühn ym. 2004, Kowarik 2011), jotka sisältävät ennen kaikkea ”tavallista diversiteettiä” (Gaston 2010) eli yleisiä lajeja, jotka voivat kuitenkin olla ekosysteemipalveluiden ja kaupunkiluonnon monitoiminnallisuuden näkökulmasta yksittäisiä harvinaisia lajeja merkittävämpiä (Grime 1998, Gaston & Fuller 2007). Näin ollen tämän tutkielman biodiversiteettipotentiaaliin perustuvaa näkökulmaa, joka korostaa harvinaisuuden sijaan lajirikkautta, usean eliöryhmän muodostamia yhteisöjä ja vaatelaiden lajiryhmien indikoimaa elinympäristön ekologista laatua, voidaan pitää perusteltuna lähestymistapana kaupunkiympäristöissä tehtäviin suojelupriorisointeihin.

Kaupunkirakenteen tiivistäminen laajat viheralueet säilyttäen on nähty biodiversiteetin kannalta suotuisammaksi kuin hajaantuminen, jopa pienten

viheralueiden menettämisen uhalla (McKinney 2010, Sushinsky ym. 2013, Shwartz ym. 2014a, Soga ym. 2014), joskin vaihtoehtojen paremmuus riippuu eliöryhmästä ja nykyisestä kaupunkirakenteesta (Soga ym. 2014). Tulee kuitenkin huomata, että myös laajojen viheralueiden ulkopuoliset alueet, kuten pihat, pienet puistot ja istutukset, sisältävät merkittävän osan kaupunkien viherpinta-alasta ja biodiversiteetistä (Fuller & Gaston 2009, Jokinen ym. arvioitavana), parantavat ihmisten elämänlaatua (Tzoulas ym. 2007, Irvine ym. 2013, Shwartz ym. 2014b), ja pitävät yllä kaupunkilaisten luontosuhdetta (Miller & Hobbs 2002, Dunn ym. 2006). Näin ollen kappaleessa 4.2 kuvattu toimintamalli, jossa spatiaalisen suojelupriorisoinnin keinoin pyritään löytämään kaupunkiluonnon säästettävät ”ydinkohteet”, ja muilla alueilla rakennetaan tiiviisti ja vahvistetaan alueiden nykyistä biodiversiteettiä, olisi mielekäs malli kestävän kaupunkisuunnittelun pohjaksi; kun kaupunkeihin monessa mielessä tarvitaan jonkin verran viheralueita ja -elementtejä, miksei niiden avulla pyritäisi ylläpitämään myös biodiversiteettiä ja sen tarjoamia hyötyjä?

Kaupunkiluonnon suojelun mielekkyyttä tarkasteltaessa tulee muistaa, että kaupungit eroavat toisistaan niin biodiversiteetiltään kuin kaupunkirakenteeltaan (Shwartz ym. 2014a). Esimerkiksi USA:n kaupungit ovat yleisesti eurooppalaisia kaupunkeja hajaantuneempia (Schneider & Woodcock 2008), mikä voi vähentää myös niiden viheralueiden monimuotoisuutta tiiviimpiin eurooppalaiskaupunkeihin verrattuna (Hansen ym. 2005). Näin ollen USA:ssa tehtyjen tutkimusten johtopäätöksiä (esim. McKinney 2006) ei voida suoraan soveltaa eurooppalaisessa kontekstissa. Suomessa kaupunkiluonnolla voikin olla muiden maiden kaupunkeihin verrattuna paljon annettavaa myös perinteisen luonnonsuojelun näkökulmasta, sillä suomalaiseen kaupunkisuunnitteluperinteeseen ovat kuuluneet laajat ja luonnontilaiset viheralueet (Yli-Pelkonen & Niemelä 2005). Helsingin alueelta löytyykin esimerkiksi hyvin vaateliasta ja harvinaista vanhan metsän lajistoa (Savola 2015). Lisäksi Suomessa kunnilla on kaavoitusmonopoli, mikä mahdollistaisi biodiversiteetin ja ekosysteemipalveluiden huomioimisen maankäytössä koordinoitusti ja systemaattisesti (Gaston ym. 2013, Dorning ym. 2015, Lapintie 2015).

Kaupungistuminen on maailmanlaajuinen, vääjäämätön ja itseään ruokkiva ilmiö (Makse ym. 1998, Seto ym. 2012, Yhdistyneet kansakunnat 2014), jolla on

merkittäviä vaikutuksia paikalliseen biodiversiteettiin ja ekosysteemipalveluihin (Tratalos ym. 2007) ja lopulta ihmisten elämänlaatuun (Tzoulas ym. 2007).

Biodiversiteetin ja ekosysteemipalveluiden turvaaminen onkin nähty ratkaisevan tärkeänä tekijänä kestävien kaupunkien suunnittelussa (Andersson 2006, Wu 2008, Snep & Opdam 2010). Tämän tavoitteen saavuttamisessa spatiaalinen suojelupriorisointi voisi olla hyödyllinen työkalu, sillä sen avulla voidaan tarkastella biodiversiteettiin ja eri alueisiin liittyviä arvoja ja vaatimuksia systemaattisesti, tasapuolisesti ja läpinäkyvästi (Wilson ym. 2007, Bekessy ym. 2012).

4.4 Mallinnukseen pitää suhtautua kriittisesti

Spatiaaliseen mallinnukseen – aivan kuten kaikkeen mallinnukseen – tulee suhtautua terveeseen kriittisesti. Esimerkiksi Zonation perustuu ekologisiin malleihin (Moilanen ym. 2014), jotka ovat lopulta aina yleistyksiä ja yksinkertaistuksia todellisuudesta. Zonationin algoritmi on myös heuristinen, eli se ei välttämättä tarjoa kaikkein parasta tulosta tilanteessa, jossa erilaisia optimeja on valtava määrä (Moilanen ym. 2014).

Spatiaalinen suojelupriorisointi ei perustu pelkästään objektiiviseen tieteseen tai mallintamiseen, vaan eri biodiversiteettiipiirteiden suojeluarvon määräytymiseen vaikuttavat aina subjektiiviset arvot ja valinnat (Lehtomäki & Moilanen 2013). Spatiaalinen suojelupriorisointi vastaa juuri niihin tavoitteisiin, jotka on otettu priorisointiprosessin lähtökohdaksi, ja näiden tavoitteiden valinta on tehtävä ennen priorisointiprosessia (Ferrier & Wintle 2009). Jos esimerkiksi tämän tutkielman tuloksia haluttaisiin hyödyntää pääkaupunkiseudun maankäytössä, ja tavoitteena olisi turvata kaikkien eliöryhmiä läsnäolo esimerkiksi lajien itseisarvon perusteella, olisi mielekkäämpää käyttää osan 1 priorisointituloksia (Kuva 7). Jos taas tavoitteena olisi turvata kaupunkiluonnon ekosysteemiprosessit, olisivat osan 2 priorisointitulokset (Kuva 10) mielekkäämpiä. Tällaisia valintoja Zonation ei voi tehdä priorisointiprosessin suorittajan tai soveltajan puolesta.

Koska spatiaalisen suojelupriorisoinnin keinoin voidaan saada ainoastaan suojeluarvon määrittelevän mallin mukaisia tuloksia, tulee jokaisen priorisoinnin kohdalla kiinnittää erityistä huomiota siihen, kuinka hyvin valittu malli vastaa kyseisen suojelupriorisoinnin yleisiin tavoitteisiin (Ferrier & Wintle 2009). Pelkkiä priorisoinnin tuloksia tarkastelemalla valitun mallin soveltuvuus ei välttämättä selviä.

Esimerkiksi se, kannattaako pääkaupunkiseudun maankäytön suunnittelussa hyödyntää osan 1 vai 2 prioriteettikarttoja, ei välttämättä selviä kartoista itsestään, sillä molemmat kartat ovat visuaalisesti sangen samankaltaisia. Sen sijaan hyödynnettäviä karttoja valittaessa tulee tutustua huolellisesti priorisointien asetuksiin, jotta tiedetään, mitä karttojen perusteella suojellaan ja millä perusteella. Spatiaalinen suojelupriorisointi edellyttää suojeluarvon määräävien mallien ja asetusten läpinäkyvyyttä (Bekessy ym. 2012), mutta priorisoinnin suorittajien ja tulkitsijoiden tulee varmistua siitä, että priorisointien ylä- ja alatasen tavoitteet (Ferrier & Wintle 2009, Kappale 1.2.1) ovat selvillä, kun priorisoinnin tuloksia ruvetaan soveltamaan.

Tässä tutkielmassa suojelupriorisoinnin ylätasen tavoitteena on ollut muun ohella turvata pääkaupunkiseudun viherrakenteen tarjoamat ekosysteemipalvelut. Vaikka ekosysteemipalvelut ja niiden spatiaalinen sijoittelu ovat nouseva tieteenala, liittyy ekosysteemipalvelujen käsittelemiseen vielä paljon epävarmuutta (Gaston ym. 2013, Casalegno ym. 2014, Kappale 1.1.3). Näin ollen ekosysteemipalveluita käsitteleviin spatiaalisiin tutkimuksiin ja selvityksiin (esim. Chan ym. 2006, Casalegno ym. 2014, Derkzen ym. 2015) tulee suhtautua tietyllä varauksella. Tästä syystä tässä tutkielmassa ei käsitelty ekosysteemipalveluita suoraan, vaan välillisesti. Tutkielman priorisoinnit suoritettiin biodiversiteetille, joka käsiteltiin ekosysteemipalveluiden tarjoajana ja ylläpitäjänä (*sensu* Mace ym. 2012) – myös niiden ekosysteemipalvelujen, joita emme vielä tunnista, ja joiden spatiaalisia rajoitteita emme tunne (Gaston ym. 2013).

Tässä työssä hyödynnettiin asiantuntija-arviointeja, kuten spatiaalisessa suojelusuunnittelussa usein tehdään (Lehtomäki & Moilanen 2013, Pert ym. 2013). Asiantuntija-arviointien laatimisessa tulee olla huolellinen, sillä asiantuntijoiden käyttöön liittyy joitakin virhelähteitä (Speirs-Bridge ym. 2010, Martin ym. 2012). Asiantuntijoiden vastaukset saattavat esimerkiksi olla vinoutuneita asiantuntijan oman kokemuksen perusteella; metsätutkija ei välttämättä osaa arvioida niittyjen arvoa tasapuolisesti (Speirs-Bridge ym. 2010). Tässä työssä vältettiin asiantuntijoiden joutumista oman ”mukavuusalueensa” ulkopuolelle: asiantuntijat arvioivat kaupunkibiotooppeja ainoastaan oman eliöryhmänsä näkökulmasta eivätkä joutuneet ottamaan kantaa luontoarvoihin yleisesti tai muiden eliöryhmien

näkökulmasta. Tässä suhteessa tämä tutkielma eroaa esimerkiksi Kuusterän ym. (2015) työstä, jossa samat asiantuntijat joutuivat esimerkiksi arvioimaan, miten keskenään aivan erilaisia laji- ja elinympäristöaineistoja painotettiin keskenään.

5 Johtopäätökset

Ekologiaan pohjaavan maankäytön suunnittelun tulee perustua riittävään ymmärrykseen suunnittelualueen nykyisestä biodiversiteetistä sekä suunnitelmien mahdollisista biodiversiteettivaikutuksista (Niemelä 1999, McKinney 2002, Miller & Hobbs 2002, Ricketts & Imhoff 2003, Maankäyttö- ja rakennuslaki 5 §). Tieteellisen ymmärryksen ja menetelmien kehittyessä myös varsinaisen suunnittelutyön tulisi omaksua uusia menetelmiä ja näkökulmia biodiversiteettikysymyksissä. Spatiaalinen suojelupriorisointi on hyvä esimerkki suhteellisen tuoreesta menetelmästä, joka sopisi myös kaavoituksen osaksi: täydentävyyteen perustuva spatiaalinen suojelupriorisointi on työkalu, jonka avulla voidaan tarkastella koko kaupungin tai kaupunkiseudun biodiversiteettiä systemaattisesti ja resurssitehokkaasti (Ferrier & Wintle 2009). Lisäksi spatiaalinen suojelupriorisointi ”pakottaa” erittelemään konsensushakuisesti ne arvot ja epävarmuudet, jotka kaupunkiluonnon suojeluun vaikuttavat (Bekessy ym. 2012, Lehtomäki & Moilanen 2013). Zonation-ohjelma sopisi hyvin kaavoitusta palvelevien suojelupriorisointien tekemiseen, sillä ohjelma on ilmainen, monipuolinen ja suhteellisen helppokäyttöinen – kunhan kulloisenkin suojelupriorisoinnin tavoitteet ja rajoitteet on tiedostettu hyvin. Erityisen hyvin tämän tutkielman kaltaiset suojelupriorisoinnit soveltuvat seutu- ja yleiskaavatasolle (Kappale 4.2).

Toinen tässä tutkielmassa tehty merkittävä huomio on se, että kaupunkiluonnon suojelussa ei kannata keskittyä lajien suojeluun, vaan kaupunkiluontoa tulee käsitellä hieman yleisemmällä tasolla, ihmisten elämänlaadun ylläpitäjänä (Shwartz ym. 2014a, Kappale 4.3). Tämä ei kuitenkaan tarkoita sitä, että kaupunkien lajistolla ei olisi mitään merkitystä: mikäli halutaan turvata ekosysteemiprosessit ja -palvelut, tulee lopulta suojella myös lajeja ja lajiyhteisöjä (Goldstein 1999, Kremen 2005). Kaupungeissa lajien ja biotooppien suojelun motiivina vain kannattaa olla kokonaisten ekosysteemien turvaaminen ja ekosysteemien resilienssin

voimistaminen (Andersson 2006), eikä lajien itseisarvoon perustuva suojele (Snep & Opdam 2010).

Tässä tutkielmassa esitelty kaupunkibiotooppien biodiversiteettipotentiaaliin perustuva suojelupriorisointi on käyttökelpoinen työkalu biodiversiteetin huomioimiseksi pääkaupunkiseudun ja muiden eteläsuomalaisten kaupunkien kaavoituksessa (Kappale 4.2). Kaupunkibiotoopit ovat suhteellisen yksiselitteisesti määriteltävissä, ja ne on mahdollista inventoida esimerkiksi osana kaavoituksen edellyttämiä selvityksiä. Suurin hyöty kaupunkibiotooppinäkökulman käyttämisestä saataisiin silloin, kun biotoopit olisi selvitetty samalla tarkkuudella koko kunnan, kaupungin tai kaupunkiseudun alueella, jolloin saataisiin kuva biotooppien suhteellisista yleisyyksistä suunnittelun kannalta mielekkäässä mittakaavassa. Tästä syystä kaupungeissa tulisi toteuttaa koko kaupungin kattavat biotooppiluokittelut joko tässä työssä esitetyn tai jonkin muun luokittelun mukaan.

Priorisointitulokset tulisi myös huomioida yhteisesti koko kaupunkiseudulla, jotta priorisoinnin mukaiset ratkaisut myös suojelisivat seudun biodiversiteettiä kokonaisuutena. Esimerkiksi tämän työn tapauksessa pääkaupunkiseudun kaupunkien tulisi huomioida yhteisesti seudun korkeimpien prioriteettien alueet (Kuva 15), vaikka kaupunkien maankäytön suunnittelu tapahtuisikin muuten itsenäisesti.

Suomessa on saatavilla paljon verrattain tarkkaa ja ajantasaista maanpeiteaineistoa, joita voidaan hyödyntää kaupunkibiotooppikarttojen laatimisessa pääkaupunkiseudulla ja muualla Suomessa. Esimerkiksi Metlan (nyk. Luonnonvarakeskus) metsävaratiedot ovat kattavat ja monipuoliset, ja niiden avulla voidaan saada suhteellisen realistinen kuva kaupunkiseutujen metsäympäristöistä. Koska kunnilla on kaavamonopoli, on kunnilla myös tarkat tiedot asuinalueista, rakennuksista, puistoista, teistä ja niin edelleen. Erilaisista metsä- ja maatalousrekistereistä löytyy myös paljon ajantasaisia ja spatiaalisen suojelupriorisoinnin näkökulmasta hyödyllisiä aineistoja pelloista, laitumista, erilaisista metsäkohteista ja niin edelleen (Kuusterä ym. 2015). Pääkaupunkiseudun kaupungeilla on myös varsin kattavat aineistot perinnebiotoopeista, joskin biotooppien luokittelu vaihtelee kaupungeittain; tulevaisuudessa kaupunkien

kannattaisi yhtenäistää biotooppiluokittelunsa, jotta perinnebiotooppien suojelu ja luonnonhoito voisi olla koordinoitumpaa kaupunkien välillä.

Metsä-, pelto- ja rakennettujen alueiden sijaan erilaisista joutomaa- ja pienimittakaavaisista kaupunkibiotoopeista, kuten ruderaateista tai puustoisista ja pensaikkaisista joutomaista, oli saatavilla huonosti aineistoja. Kuntien ja kaupunkien tulisivat huomioda myös erilaiset joutomaabiotooppinsa ja inventoida ne perinne- ja metsäbiotooppien tapaan. Tällä hetkellä joutomaabiotooppien aineistojen puuttuminen on yksi suurimpia – ellei suurin – este kattavien ja todenmukaisten biotooppikarttojen laatimisen onnistumisessa. Erilaisten pienimittakaavaisten joutomaa- ja muiden biotooppien huomioiminen olisi kaupunkisuunnittelussa tärkeää, sillä ne voivat vaikuttaa suuresti koko kaupunkiekosysteemin toimintaan ja ovat ominaisia luontotyyppejä nimenomaan kaupunkiympäristölle (Jokinen ym. arvioitavana). Tässä tutkielmassa ei ole myöskään huomioitu vedenalaista luontoa. Periaatteessa vedenalaiset biotoopit voitaisiin arvottaa maabiotooppeja vastaavalla tavalla asiantuntija-arviointien perusteella ja huomioda kaupunkibiotooppikartoissa, mikäli vedenalaisista biotoopeista vain löytyy kattavasti paikkatietoaineistoja. Vedenalaisen luonnon huomioiminen olisi tärkeää esimerkiksi rannoille ja jokien läheisyyteen rakennettaessa (Wang ym. 2001, Bulleri & Chapman 2010).

Tämän tutkielman kantavia teemoja on ollut ekosysteemipalvelujen huomioiminen epäsuorasti, mihin sisältyy runsaasti epävarmuutta. Eri eliöryhmien vaikutus ekosysteemipalveluihin vaatisi vielä paljon lisätutkimusta ja kattavampia asiantuntija-arvioita, jotta eliöryhmien painoarvot saataisiin määritettyä luotettavasti tämän tutkielman kaltaisten priorisointien tavoitteita tukevalla tavalla.

Ekosysteemipalvelujen välillinen tarkastelu on kuitenkin perusteltua: ekosysteemipalvelujen kattava spatiaalinen käsittely kaupunkimittakaavassa on nykytieteelle mahdotonta (Gaston ym. 2013, Casalegno ym. 2014, Kappale 1.1.3), joten ”turvallisempi” tavoite on keskittyä turvaamaan kaupunkiympäristöjen biodiversiteetti. Ekosysteemipalvelujen riittävä tuntemus niin, että ne voitaisiin huomioda kattavasti, kvantitatiivisesti ja spatiaalisesti, onkin yksi ekologien ja ympäristötieteilijöiden suurimpia haasteita lähivuosina ja -vuosikymmeninä.

6 Kiitokset

Tahdon esittää mitä suurimmat kiitokset kaikille niille avulialle, innostuneille ja joustaville Helsingin, Espoon ja Vantaan kaupunkien sekä Uudenmaan liiton virkamiehille, jotka ovat osoittaneet kiinnostustaan pro gradu -työtäni kohtaan ja mahdollistaneet sen tarjoamalla käyttöni rutkasti erilaisia paikkatietojaan. Lisäksi tahdon kiittää Suomen ympäristöministeriön tukemaa ekologisen päätöksenteon MEtZo II -hanketta, jonka tarjoaman rahoituksen turvin olen voinut keskittyä gradun kirjoittamiseen täysipäiväisesti. Kiitos myös Atte Moilaselle, jonka ohjauksessa gradun työstäminen on ollut varsin miellyttävää, sekä Hannu Pietiäiselle, joka on tarjonnut paljon arvokkaita kommentteja matkan varrella.

Kiitos myös Annille, Miralle ja Väinölle, sekä kaikille muille perheenjäsenilleni; ilman teitä tämä ei olisi ollut mahdollista! Valtavat kiitokset myös kaikille ystävilleni, jotka ovat tarjonneet minulle muitakin virikkeitä gradun teon lomassa.

Lähdeluettelo

- Alstad D.N., Edmunds G.F.Jr, Weinstein L.H. 1982: Effects of Air Pollutants on Insect Populations — *Annual Review of Entomology* 27: 369–84.
- Andersson, E. 2006: Urban Landscapes and Sustainable Cities — *Ecology and Society* 11: 34–41.
- Andersson, E., Barthel, S., Borgström, S., Colding, J., Elmqvist, T., Folke, C. & Gren, Å. 2014: Reconnecting Cities to the Biosphere: Stewardship of Green Infrastructure and Urban Ecosystem Services — *Ambio* 43: 445–453.
- Andersson, F., Burgess, S. & Lane, J.I. 2007: Cities, Matching and the Productivity Gains of Agglomeration — *Journal of Urban Economics* 61: 112–128.
- Angilletta, M.J., Wilson, R.S., Niehaus, A.C., Sears, M.W., Navas, C.A. & Ribeiro, P.L. 2007: Urban Physiology: City Ants Possess High Heat Tolerance — *PLoS ONE* 2: e258.
- Arponen, A., Heikkinen, R.K., Paloniemi, R., Pöyry, J., Similä, J. & Kuussaari, M. 2013: Improving Conservation Planning for Semi-Natural Grasslands: Integrating Connectivity into Agri-Environment Schemes — *Biological Conservation* 160: 234–241.
- Baker, P.J., Bentley, A.J., Ansell, R.J. & Harris, S. 2005: Impact of Predation by Domestic Cats *Felis Catus* in an Urban Area — *Mammal Review* 35: 302–312.
- Baldock, K.C.R., Goddard, M.A., Hicks, D.M., Kunin, E., Mitschunas, N., Osgathorpe, L.M., Potts, S.G., Robertson, K.M., Scott, A.V., Stone, G.N., Vaughan, I.P. & Memmott, J. 2015: Where Is the UK's Pollinator Biodiversity? The Importance of Urban Areas for Flower-Visiting Insects — *Proceedings of the Royal Society Biological Sciences* 282: 20142849.
- Ball, I.R., Possingham, H.P. & Watts, M.E. 2009: Marxan and Relatives: Software for Spatial Conservation Prioritization — Kirjassa: Moilanen, A., Wilson, K.A. & Possingham, H.P. (toim.), *Spatial Conservation Prioritization – Quantitative Methods & Computational Tools*. Oxford University Press. Oxford. 304 s.
- Balvanera, P., Kremen, C., Martínez-ramos, M. & Martínez-ramos, M. 2005: Applying Community Structure Analysis to Ecosystem Function : Examples from Pollination and Carbon Storage — *Ecological Applications* 15: 360–375.
- Barnosky, A.D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G.O.U., Swartz, B., Quental, T.B., Marshall, C., McGuire, J.L., Lindsey, E.L., Maguire, K.C., Mersey B. & Ferrer E.A. 2011: Has the Earth's Sixth Mass Extinction Already Arrived? — *Nature*

471: 51–57.

- Bekessy, S.A., White, M., Gordon, A., Moilanen, A., McCarthy, M.A. & Wintle, B.A. 2012: Transparent Planning for Biodiversity and Development in the Urban Fringe — *Landscape and Urban Planning* 108: 140–149.
- Biggs, R., Schlüter, M., Biggs, D., Bohensky, E.L., BurnSilver, S., Cundill, G., Dakos, V., Daw, T.M., Evans, L.S., Kotschy, K., Leitch, A.M., Meek, C., Quinlan, A., Raudsepp-Hearne, C., Robards, M.D., Schoon, M.L., Schultz, L. & West, P.C. 2012: Toward Principles for Enhancing the Resilience of Ecosystem Services — *Annual Review of Environment and Resources* 37: 421–448.
- Bolund, P. & Hunhammer, S. 1999: Ecosystem Services in Urban Areas — *Ecological Economics* 29: 293–301.
- Brechin, S.R., Wilshusen, P.R., Fortwangler, C.L. & West, P.C. 2002: Beyond the Square Wheel: Toward a More Comprehensive Understanding of Biodiversity Conservation as Social and Political Process — *Society & Natural Resources* 15: 41–64.
- Bräuniger, C., Knapp, S., Kühn, I. & Klotz, S. 2010: Testing Taxonomic and Landscape Surrogates for Biodiversity in an Urban Setting — *Landscape and Urban Planning* 97: 283–295.
- Bulleri, F. & Chapman, M.G. 2010: The Introduction of Coastal Infrastructure as a Driver of Change in Marine Environments — *Journal of Applied Ecology* 47: 26–35.
- Butchart, S.H.M., Walpole, M., Collen, B., van Strien, A., Scharlemann, J.P.W., Almond, R.E.A., Baillie, J.E.M., Bomhard, B., Brown, C., Bruno, J., Carpenter, K.E., Carr, G.E., Chanson, J., Chenery, A.M., Csirke, J., Davidson, N.C., Dentener, F., Foster, M., Galli, A., Galloway, J.N., Genovesi, P., Gregory, R.D., Hockings, M., Kapos, V., Lamarque, J.-F., Leverington, F., Loh, J., McGeoch, M.A., McRae, L., Minasyan, A., Morcillo, M.H., Oldfield, T.E.E., Pauly, D., Quader, S., Revenga, C., Sauer, J., Skolnik, B., Spear, D., Stanwell-Smith, D., Stuart, S.N., Symes, A., Tierney, M., Tyrrell, T.D., Vié, J.-C. & Watson, R. 2010: Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines — *Science* 328: 1164–1168.
- Cabeza, M. & Moilanen, A. 2006: Replacement Cost: A Practical Measure of Site Value for Cost-Effective Reserve Planning — *Biological Conservation* 132: 336–342.
- Cadenasso, M.L., Pickett, S.T.A., Schwarz, K. & Cadenasso, M.L. 2007: Spatial

Heterogeneity Land in Urban Cover Ecosystems: Conceptualizing Land Cover and a Framework for Classification — *Frontiers in Ecology and the Environment* 5: 80–88.

Camagni, R., Gibelli, M.C. & Rigamonti, P. 2002: Urban Mobility and Urban Form: The Social and Environmental Costs of Different Patterns of Urban Expansion — *Ecological Economics* 40: 199–216.

Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G.M., Tilman, D., Wardle, D.A., Kinzig, A.P., Daily, G.C., Loreau, M. & Grace, J.B. 2012: Biodiversity Loss and Its Impact on Humanity — *Nature* 486: 59–67.

Carlino, G.A., Chatterjee, S. & Hunt, R.M. 2007: Urban Density and the Rate of Invention — *Journal of Urban Economics* 61: 389–419.

Carpenter, S., Walker, B., Anderies, J.M. & Abel, N. 2001: From Metaphor to Measurement: Resilience of What to What? — *Ecosystems* 4: 765–781.

Casado-Arzuaga, I., Onaindia, M., Madariaga, I. & Verburg, P.H. 2013: Mapping Recreation and Aesthetic Value of Ecosystems in the Bilbao Metropolitan Greenbelt (Northern Spain) to Support Landscape Planning — *Landscape Ecology* 8: 1393–1405.

Casalegno, S., Bennie, J.J., Inger, R. & Gaston, K.J. 2014: Regional Scale Prioritisation for Key Ecosystem Services, Renewable Energy Production and Urban Development — *PLoS ONE* 9: e107822.

Chace, J.F. & Walsh, J.J. 2006: Urban Effects on Native Avifauna: A Review — *Landscape and Urban Planning* 74: 46–69.

Chan, K.M.A., Shaw, M.R., Cameron, D.R., Underwood, E.C. & Daily, G.C. 2006: Conservation Planning for Ecosystem Services — *PLoS Biology* 4: 2138–2152.

Chudzicka & Skibinska 1994: An Evaluation on an Urban Environment on the Basis of Faunistic Data — *Memorabilia Zoologica* 49: 175–185.

Ciarleglio, M., Wesley Barnes, J. & Sarkar, S. 2009: ConsNet: New Software for the Selection of Conservation Area Networks with Spatial and Multi-Criteria Analyses — *Ecography* 32: 205–209.

Colding, J., Lundberg, J. & Folke, C. 2006: Incorporating Green-Area User Groups in Urban Ecosystem Management. — *Ambio* 35: 237–244.

Connor, E.F., Hafernik, J., Levy, J., Moore, V.L. & Rickman, J.K. 2002: Insect

- Conservation in an Urban Biodiversity Hotspot: The San Francisco Bay Area — *Journal of Insect Conservation* 6: 247–259.
- Crossman, N.D., Bryan, B.A., Ostendorf, B. & Collins, S. 2007: Systematic Landscape Restoration in the Rural-Urban Fringe: Meeting Conservation Planning and Policy Goals — *Biodiversity and Conservation* 16: 3781–3802.
- Darwin, C. 1859: *On the Origin of Species* — John Murray. Lontoo. 271 s.
- de Groot, R., Brander, L., van der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., Christie, M., Crossman, N., Ghermandi, A., Hein, L., Hussain, S., Kumar, P., McVittie, A., Portela, R., Rodriguez, L.C., ten Brink, P. & van Beukering, P. 2012: Global Estimates of the Value of Ecosystems and Their Services in Monetary Units — *Ecosystem Services* 1: 50–61.
- de Groot, R.S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L. & Willemsen, L. 2010: Challenges in Integrating the Concept of Ecosystem Services and Values in Landscape Planning, Management and Decision Making — *Ecological Complexity* 7: 260–272.
- Derkzen, M.L., van Teeffelen, A.J.A. & Verburg, P.H. 2015: Quantifying Urban Ecosystem Services Based on High-Resolution Data of Urban Green Space: An Assessment for Rotterdam, the Netherlands — *Journal of Applied Ecology* 52: 1020–1032.
- Díaz, S., Lavorel, S., de Bello, F., Quétier, F., Grigulis, K. & Robson, T.M. 2007: Incorporating Plant Functional Diversity Effects in Ecosystem Service Assessments. — *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104: 20684–20689.
- Dorning, M.A., Koch, J., Shoemaker, D.A. & Meentemeyer, R.K. 2015: Landscape and Urban Planning Simulating Urbanization Scenarios Reveals Tradeoffs between Conservation Planning Strategies — *Landscape and Urban Planning* 136: 28–39.
- Drielsma, M. & Ferrier, S. 2009: Rapid Evaluation of Metapopulation Persistence in Highly Variegated Landscapes — *Biological Conservation* 142: 529–540.
- Dunn, R.R., Gavin, M.C., Sanchez, M.C. & Solomon, J.N. 2006: The Pigeon Paradox: Dependence of Global Conservation on Urban Nature — *Conservation Biology* 20: 1814–1816.
- Eppink, F. V., van den Bergh, J.C.J.M. & Rietveld, P. 2004: Modelling Biodiversity and Land Use: Urban Growth, Agriculture and Nature in a Wetland Area — *Ecological Economics* 51: 201–216.

- Evans, K.L. 2010: Individual Species and Urbanisation — Kirjassa: Gaston, K.J. (toim.), *Urban Ecology*. Cambridge University Press. Cambridge. 318 s.
- Evans, M.C., Watson, J.E.M., Fuller, R.A., Venter, O., Bennett, S.C., Marsack, P.R. & Possingham, H.P. 2011: The Spatial Distribution of Threats to Species in Australia — *BioScience* 61: 281–289.
- Faleiro, F. V., Machado, R.B. & Loyola, R.D. 2013: Defining Spatial Conservation Priorities in the Face of Land-Use and Climate Change — *Biological Conservation* 158: 248–257.
- Fernandes, L., Day, J., Lewis, A., Slegers, S., Kerrigan, B., Breen, D., Cameron, D., Jago, B., Hall, J., Lowe, D., Innes, J., Tanzer, J., Chadwick, V., Thompson, L., Gorman, K., Simmons, M., Barnett, B., Sampson, K., De’Ath, G., Mapstone, B., Marsh, H., Possingham, H., Ball, I., Ward, T., Dobbs, K., Aumend, J., Slater, D. & Stapleton, K. 2005: Establishing Representative No-Take Areas in the Great Barrier Reef: Large-Scale Implementation of Theory on Marine Protected Areas — *Conservation Biology* 19: 1733–1744.
- Ferrier, S. & Wintle, B.A. 2009: Quantitative Approaches to Spatial Conservation Prioritization: Matching the Solution to the Need — Kirjassa: Moilanen, A., Wilson, K.A. & Possingham, H.P. (toim.), *Spatial Conservation Prioritization – Quantitative Methods & Computational Tools*. Oxford University Press. Oxford. 304 s.
- Ferrier, S. 2002: Mapping Spatial Pattern in Biodiversity for Regional Conservation Planning: Where to from Here? — *Systematic Biology* 51: 331–363.
- Fisher, B., Turner, K.R. & Morling, P 2009: Defining and Classifying Ecosystem Services for Decision Making — *Ecological Economics* 68: 643–653.
- Fogelberg, P., Nikiforow, M., Söderman, G. & Tornberg, L. 1973: Havaintoja Helsingin Talvisesta Lämpöilmastosta — *Terra* 85: 234–239.
- Folke, C., Jansson, Å., Larsson, J. & Costanza, R. 1997: Ecosystem by Cities Appropriation — *Ambio* 26: 167–172.
- Fuller, R.A. & Gaston, K.J. 2009: The Scaling of Green Space Coverage in European Cities — *Biology Letters* 5: 352–355.
- Gaston, K.J., Davies, Z.G. & Edmonson, J.L. 2010: Urban Environments and Ecosystem Functions — Kirjassa: Gaston, K.J. (toim.), *Urban Ecology*. Cambridge University Press. Cambridge. 318 s.
- Gaston, K.J. 2010: Valuing Common Species — *Science* 327: 154–155.

- Gaston, K.J., Ávila-Jiménez, M.L. & Edmondson, J.L. 2013: Managing Urban Ecosystems for Goods and Services — *Journal of Applied Ecology* 50: 830–840.
- Gaston, K.J. & Fuller, R.A. 2007: Commonness, Population Depletion and Conservation Biology — *Trends in Ecology and Evolution* 23: 14–19.
- Godefroid, S. 2001: Temporal Analysis of the Brussels Flora as Indicator for Changing Environmental Quality — *Landscape and Urban Planning* 52: 203–224.
- Godfrey, R. & Julien, M. 2005: Urbanisation and Health — *Clinical Medicine, Journal of the Royal College of Physicians of London* 5: 137–141.
- Goldstein, P.Z. 1999: Functional Ecosystems and Biodiversity Buzzwords — *Conservation Biology* 13: 247–255.
- Gordon, A., Simondson, D., White, M., Moilanen, A. & Bekessy, S.A. 2009: Integrating Conservation Planning and Landuse Planning in Urban Landscapes — *Landscape and Urban Planning* 91: 183–194.
- Grandchamp, A.-C., Niemelä, J. & Kotze, J. 2000: The Effects of Trampling on Assemblages of Ground Beetles (Coleoptera, Carabidae) in Urban Forests in Helsinki, Finland — *Urban Ecosystems* 4: 321–332.
- Grime, J.P. 1998: Benefits of Plant Diversity to Ecosystems: Immediate, Filter and Founder Effects — *Journal of Ecology* 86: 902–910.
- Gunderson, L.H. 2000: Ecological Resilience – In Theory and Application — *Annual Review of Ecology and Systematics* 31: 425–439.
- Gödde, M., Richardz, N. & Walter, B. 1995: Habitat Conservation and Development in the City of Düsseldorf, Germany — Kirjassa: Sukopp, H., Numata, M. & Huber, A. (toim.), *Urban Ecology as the Basis for Urban Planning*. SPB Academic Publishing. Haag. 218 s.
- Haight, R.G., Snyder, S.A. & Reville, C.S. 2005: Metropolitan Open-Space Protection with Uncertain Site Availability — *Conservation Biology* 19: 327–337.
- Hakalisto, S., Hämäläinen, T., Mähönen, M., Salminen, P., Soininen, T. & Syrjänen, K. 2008: METSO-ohjelman luonnontieteelliset valintaperusteet — *Suomen ympäristö 26/2008*. Ympäristöministeriö. Helsinki. 75 s.
- Hansen, A.J., Knight, R.L., Marzluff, J.M., Powell, S., Brown, K., Gude, P.H. &

- Jones, K. 2005: Effects of Exurban Development on Biodiversity: Patterns, Mechanisms, and Research Needs — *Ecological Applications* 15: 1893–1905.
- Hanski, I., von Hertzen, L., Fyhrquist, N., Koskinen, K., Torppa, K., Laatikainen, T., Karisola, P., Auvinen, P., Paulin, L., Makela, M.J., Vartiainen, E., Kosunen, T.U., Alenius, H. & Haahtela, T. 2012: Environmental Biodiversity, Human Microbiota, and Allergy Are Interrelated — *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109: 8334–8339.
- Harrison, P.A., Berry, P.M., Simpson, G., Haslett, J.R., Blicharska, M., Bucur, M., Dunford, R., Egoh, B., Garcia-Llorente, M., Geamănă, N., Geertsema, W., Lommelen, E., Meiresonne, L. & Turkelboom, F. 2014: Linkages between Biodiversity Attributes and Ecosystem Services: A Systematic Review — *Ecosystem Services* 9: 191–203.
- Helminen, V., Kosonen, P. & Kalenoja, H. 2014: *Helsingin metropolialueen yhdyskuntarakenne* — Suomen ympäristökeskuksen julkaisu 18/2014. Helsinki. 132 s.
- Helsingin ympäristökeskus 2015: Luonnon monimuotoisuus. www-sivu. Saatavilla: <http://www.hel.fi/www/Helsinki/fi/asuminen-ja-ymparisto/luonto-ja-viheralueet/monimuotoisuus/> — Viitattu 23.9.2015.
- Hillsdon, M., Lawlor, D.A., Ebrahim, S. & Morris, J.N. 2008: Physical Activity in Older Women: Associations with Area Deprivation and with Socioeconomic Position over the Life Course: Observations in the British Women's Heart and Health Study. — *Journal of Epidemiology and Community Health* 62: 344–350.
- Holling, C.S. 1973: Resilience and Stability of Ecological Systems — *Annual Review of Ecology and Systematics* 4: 1–23.
- Huang, L., Li, J., Zhao, D. & Zhu, J. 2008: A Fieldwork Study on the Diurnal Changes of Urban Microclimate in Four Types of Ground Cover and Urban Heat Island of Nanjing, China — *Building and Environment* 43: 7–17.
- Irvine, K.N., Warber, S.L., Devine-wright, P. & Gaston, K.J. 2013: Understanding Urban Green Space as a Health Resource: A Qualitative Comparison of Visit Motivation and Derived Effects among Park Users in Sheffield, UK — *International Journal of Environmental Research and Public Health* 417–442.
- Jokinen, A., Ranta, P., Viljanen, V. & Asikainen, E.: Is High Urban Biodiversity a Problem for Urban Governance? — *Ecology and Society*. Arvioitavana.
- Kareksela, S., Moilanen, A., Tuominen, S. & Kotiaho, J.S. 2013: Use of Inverse Spatial Conservation Prioritization to Avoid Biodiversity Loss Outside

- Protected Areas — *Conservation Biology* 27: 1294–1303.
- Kasanko, M., Barredo, J.I., Lavalle, C., McCormick, N., Demicheli, L., Sagris, V. & Brezger, A. 2006: Are European Cities Becoming Dispersed? A Comparative Analysis of 15 European Urban Areas — *Landscape and Urban Planning* 77: 111–130.
- Kindlmann, P. & Burel, Æ.F. 2008: Connectivity Measures: A Review — *Landscape Ecology* 23: 879–890.
- Knight, A.T., Cowling, R.M. & Campbell, B.M. 2006: An Operational Model for Implementing Conservation Action — *Conservation Biology* 20: 408–419.
- Kool, J.T., Moilanen, A. & Treml, E.A. 2013: Population Connectivity: Recent Advances and New Perspectives — *Landscape Ecology* 28: 165–185.
- Kowarik, I. 2008: On the Role of Alien Species in Urban Flora and Vegetation — Kirjassa: Martzluff, J.M., Shulenberger, E., Endlicher, W., Alberti, M., Bradley, G., Ryan, C., Simon, U. & ZumBrunnen, C. (toim.), *Urban Ecology – An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature*. Springer. New York. 807 s.
- Kowarik, I. 2011: Novel Urban Ecosystems, Biodiversity, and Conservation — *Environmental Pollution* 159: 1974–1983.
- Kremen, C. 2005: Managing Ecosystem Services: What Do We Need to Know about Their Ecology? — *Ecology Letters* 8: 468–479.
- Kremen, C., Williams, N.M., Aizen, M.A., Gemmill-Herren, B., LeBuhn, G., Minckley, R., Packer, L., Potts, S.G., Roulston, T., Steffan-Dewenter, I., Vázquez, D.P., Winfree, R., Adams, L., Crone, E.E., Greenleaf, S.S., Keitt, T.H., Klein, A.M., Regetz, J. & Ricketts, T.H. 2007: Pollination and Other Ecosystem Services Produced by Mobile Organisms: A Conceptual Framework for the Effects of Land-Use Change — *Ecology Letters* 10: 299–314.
- Kukkala, A.S. & Moilanen, A. 2013: Core Concepts of Spatial Prioritisation in Systematic Conservation Planning — *Biological Reviews* 88: 443–464.
- Kurtto, A. & Uotila, P. 1999: Kaupunkien kasvisto muutosten kourissa — *Luonnon Tutkija* 103: 173–182.
- Kuttler, W. 2008: The Urban Climate – Basic and Applied Aspects — Kirjassa: Martzluff, J.M., Shulenberger, E., Endlicher, W., Alberti, M., Bradley, G., Ryan, C., Simon, U. & ZumBrunnen, C. (toim.), *Urban Ecology – An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature*.

- Springer. New York. 807 s.
- Kuusterä, J. 2015, *Uudenmaan viherrakenteen analysointi Zonation-menetelmällä* — Uudenmaan liiton julkaisuja E 145 – 2015. Helsinki. 78 s.
- Kühn, I., Brandl, R. & Klotz, S. 2004: The Flora of German Cities Is Naturally Species Rich — *Evolutionary Ecology Research* 6: 749–764.
- Kühn, I. & Klotz, S. 2006: Urbanization and Homogenization - Comparing the Floras of Urban and Rural Areas in Germany — *Biological Conservation* 127: 292–300.
- Laakso, S. & Loikkanen, H.A. 2004: *Kaupunkitalous* — Gaudeamus. Helsinki. 472 s.
- Lagabriele, E., Botta, A., Daré, W., David, D., Aubert, S. & Fabricius, C. 2010: Modelling with Stakeholders to Integrate Biodiversity into Land-Use Planning – Lessons Learned in Réunion Island (Western Indian Ocean) — *Environmental Modelling & Software* 25: 1413–1427.
- Lahti, P. & Moilanen, P. 2010: *Kaupunkiseutujen yhdyskuntarakenne ja kasvihuonekaasupäästöt 2005-2050* — Suomen ympäristökeskuksen julkaisuja 12/2010. Helsinki. 90 s.
- Lambin, E.F., Turner, B.L., Geist, H.J., Agbola, S.B., Angelsen, A., Bruce, J.W., Coomes, O.T., Dirzo, R., Fischer, G., Folke, C., George, P.S., Homewood, K., Imbernon, J., Leemans, R., Li, X., Moran, E.F., Mortimore, M., Ramakrishnan, P.S., Richards, J.F., Skånes, H., Steffen, W., Stone, G.D., Svedin, U., Veldkamp, T.A., Vogel, C. & Xu, J. 2001: The Causes of Land-Use and Land-Cover Change: Moving beyond the Myths — *Global Environmental Change* 11: 261–269.
- Lammi, E. & Routasuo, P. 2013: *Espoon arvokkaat luontokohteet 2012* — Espoon ympäristölautakunnan julkaisusarja 2/2013. Espoo. 228 s
- Lapintie, K. 2015: Kimmo Lapintie – Finland — *disP - The Planning Review* 3625: 32–33.
- Lehtomäki, J. 2014: *Spatial Conservation Prioritization for Finnish Forest Conservation Management* — Väitöskirja. Helsingin yliopisto, biotieteiden laitos. 60 s.
- Lehtomäki, J. & Moilanen, A. 2013: Methods and Workflow for Spatial Conservation Prioritization Using Zonation — *Environmental Modelling and Software* 47: 128–137.

- Lehtomäki, J., Tomppo, E., Kuokkanen, P., Hanski, I. & Moilanen, A. 2009: Applying Spatial Conservation Prioritization Software and High-Resolution GIS Data to a National-Scale Study in Forest Conservation — *Forest Ecology and Management* 258: 2439–2449.
- Lehvävirta, S. & Rita, H. 2002: Natural Regeneration of Trees in Urban Woodlands — *Journal of Vegetation Science* 13: 57–66.
- Lontoon pormestari 2012: *Green Infrastructure and Open Environments: The All London Green Grid* — Greater London Authority. Lontoo. 144 s.
- Lönnqvist & Laakso 2012: Kaupunkialueen maankäyttö metropolialueella — Kirjassa: Loikkanen, A.M., Laakso, S. & Susiluoto, I. (toim.), *Metropolialueen talous – Näkökulmia kaupunkitalouden ajankohtaisiin aiheisiin*. Helsingin kaupungin tietokeskus. Helsinki. 444 s.
- Maanmittauslaitos 2015: Pinta-alat kunnittain. www-sivu. Saatavilla: http://www.maanmittauslaitos.fi/sites/default/files/alat15_su_nimet.pdf — Viitattu 9.4.2015.
- Maankäyttö- ja rakennuslaki 1999/132. Helsinki. Ympäristöministeriö 5.2.1999.
- Maas, J., van Dillen, S.M.E., Verheij, R.A. & Groenewegen, P.P. 2009: Social Contacts as a Possible Mechanism behind the Relation between Green Space and Health — *Health and Place* 15: 586–595.
- Mace, G.M., Norris, K. & Fitter, A.H. 2012: Biodiversity and Ecosystem Services: A Multilayered Relationship — *Trends in Ecology and Evolution* 27: 19–25.
- Makse, H.A., Andrade Jr., J.S., Batty, M., Havlin, S., Eugene Stanley, H., Jr, S.A. & Stanley, H.E. 1998: Modeling Urban Growth Patterns with Correlated Percolation — *Physical Review E - Statistical Physics, Plasmas, Fluids, and Related Interdisciplinary Topics* 58: 7054–7062.
- Makse, H. a., Havlin, S. & Stanley, H.E. 1995: Modelling Urban Growth Patterns — *Nature* 6550: 608–612.
- Margules, C.R. & Pressey, R.L. 2000: Systematic Conservation Planning — *Nature* 405: 243–253.
- Martin, T.G., Burgman, M.A., Fidler, F., Kuhnert, P.M., Low-Choy, S., McBride, M. & Mengersen, K. 2012: Eliciting Expert Knowledge in Conservation Science — *Conservation Biology* 26: 29–38.
- Marzluff, J.M. 2002: Fringe Conservation: A Call to Action — *Conservation Biology* 16: 1175–1176.

- McClennen, N., Wigglesworth, R.R., Anderson, S.H. & Wachob, D.G. 2001: The Effect of Suburban and Agricultural Development on the Activity Patterns of Coyotes (*Canis Latrans*) — *The American Midland Naturalist* 146: 27–36.
- McDonald, R. & Marcotullio, P. 2011: Global Effects of Urbanization on Ecosystem Services — Kirjassa: Niemelä, J. (toim.), *Urban Ecology: Patterns, Processes and Applications*. Oxford University Press. New York. 374 s.
- McDonald, R.I. 2009: Ecosystem Service Demand and Supply along the Urban-to-Rural Gradient — *Journal of Conservation Planning* 5: 1–14.
- McDonald, R.I., Kareiva, P. & Forman, R.T.T. 2008: The Implications of Current and Future Urbanization for Global Protected Areas and Biodiversity Conservation — *Biological Conservation* 141: 1695–1703.
- McDonnell, M., Pickett, S., Groffman, P., Bohlen, P., Pouyat, R., Zipperer, W., Carreiro, M. & Medley, K. 1997: Ecosystem Processes along an Urban to Rural Gradient — *Urban Ecosystems* 1: 21–36.
- McKinney, M.L. 2008: Effects of Urbanization on Species Richness: A Review of Plants and Animals — *Urban Ecosystems* 11: 161–176.
- McKinney, M.L. 2006: Urbanization as a Major Cause of Biotic Homogenization — *Biological Conservation* 127: 247–260.
- McKinney, M.L. 2002: Urbanization, Biodiversity, and Conservation — *BioScience* 52: 883–890.
- McKinney, M.I. 2010: Urban Futures — Kirjassa: Gaston, K.J. (toim.), *Urban Ecology*. Cambridge University Press. Cambridge. 318 s.
- Mikkonen, N. & Moilanen, A. 2013: Identification of Top Priority Areas and Management Landscapes from a National Natura 2000 Network — *Environmental Science & Policy* 27: 11–20.
- Millennium Ecosystem Assessment 2005: *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis* — Island Press. Washington, DC. 155 s.
- Miller, J.R. & Hobbs, R.J. 2002: Conservation Where People Live and Work — *Conservation Biology* 16: 330–337.
- Moilanen, A., Possingham, H.P. & Polansky, S. 2009: A Mathematical Classification of Conservation Prioritization Problems — Kirjassa: Moilanen, A., Wilson, K.A. & Possingham, H.P. (toim.), *Spatial Conservation Prioritization – Quantitative Methods & Computational Tools*. Oxford University Press.

Oxford. 304 s.

- Moilanen, A., Franco, A.M.A., Early, R.I., Fox, R., Wintle, B. & Thomas, C.D. 2005: Prioritizing Multiple-Use Landscapes for Conservation: Methods for Large Multi-Species Planning Problems. — *Proceedings. Biological sciences / The Royal Society* 272: 1885–1891.
- Moilanen, A., Possingham, H.P. & Wilson, K.A. 2009: Spatial Conservation Prioritization: Past, Present, and Future — Kirjassa: Moilanen, A., Wilson, K.A. & Possingham, H.P. (toim.), *Spatial Conservation Prioritization – Quantitative Methods & Computational Tools*. Oxford University Press. Oxford. 304 s.
- Moilanen, A., Anderson, B.J., Eigenbrod, F., Heinemeyer, A., Roy, D.B., Gillings, S., Armsworth, P.R., Gaston, K.J. & Thomas, C.D. 2011: Balancing Alternative Land Uses in Conservation Prioritization — *Ecological Applications* 21: 1419–1426.
- Moilanen, A., Pouzols, F.M., Meller, L., Veatch, V., Arponen, A., Leppänen, J. & Kujala, H. 2014: *Zonation Spatial Conservation Planning Methods and Software v. 4 – User Manual*. Conservation Biology Informatics Group, Helsingin yliopisto. Helsinki. 288 s.
- Moilanen, A., Leathwick, J.R. & Quinn, J.M. 2011: Spatial Prioritization of Conservation Management — *Conservation Letters* 4: 383–393.
- Moilanen, A. & Wintle, B.A. 2007: The Boundary-Quality Penalty: A Quantitative Method for Approximating Species Responses to Fragmentation in Reserve Selection — *Conservation Biology* 21: 355–364.
- Moilanen, A. & Arponen, A. 2011: Administrative Regions in Conservation : Balancing Local Priorities with Regional to Global Preferences in Spatial Planning — *Biological Conservation* 144: 1719–1725.
- Naidoo, R. & Adamowicz, W.L. 2006: Modeling Opportunity Costs of Conservation in Transitional Landscapes — *Conservation Biology* 20: 490–500.
- Niemelä, J. 2000: Is There a Need for a Theory of Urban Ecology ? — *Urban Ecosystems* 3: 57–65.
- Niemelä, J. 1999: Ecology and Urban Planning — *Biodiversity and Conservation* 8: 119–131.
- Niemelä, J., Saarela, S.R., Söderman, T., Kopperoinen, L., Yli-Pelkonen, V., Väre, S. & Kotze, D.J. 2010: Using the Ecosystem Services Approach for Better Planning and Conservation of Urban Green Spaces: A Finland Case Study —

Biodiversity and Conservation 19: 3225–3243.

Norris, K., Bailey, M., Baker, S., Bradbury, R., Chamberlain, D., Duck, C., Edwards, M., Ellis, C.J., Frost, M., Gibby, M., Gilbert, J., Gregory, R., Griffiths, R., Harrington, L., Helfer, S., Jackson, E., Jennings, S., Keith, A., Kungu, E., Langmead, O., Long, D., Macdonald, D., McHaffie, H., Maskell, L., Moorhouse, T., Pinn, E., Reading, C., Somerfield, P., Turner, S., Tyler, C., Vanbergen, A. & Watt, A. 2011: Chapter 4: Biodiversity in the Context of Ecosystem Services — *The UK National Ecosystem Assessment* 64–104.

Noss, R.F. 1990: Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach — *Conservation Biology* 4: 355–364.

Ottelin, J., Heinonen, J. & Junnila, S. 2015: New Energy Efficient Housing Has Reduced Carbon Footprints in Outer but Not in Inner Urban Areas — *Environmental Science & Technology* 49: 9574–9583.

Parlow, E. 2011: Urban climate — Kirjassa: Niemelä, J. (toim.), *Urban Ecology: Patterns, Processes and Applications*. Oxford University Press. New York. 374 s.

Pauchard, A., Aguayo, M., Peña, E. & Urrutia, R. 2006: Multiple Effects of Urbanization on the Biodiversity of Developing Countries: The Case of a Fast-Growing Metropolitan Area (Concepción, Chile) — *Biological Conservation* 127: 272–281.

Paul, M.J. & Meyer, J.L. 2008: Streams in the Urban Landscape — Kirjassa: Martzluff, J.M., Shulenberger, E., Endlicher, W., Alberti, M., Bradley, G., Ryan, C., Simon, U. & ZumBrunnen, C. (toim.), *Urban Ecology – An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature*. Springer. New York. 807 s.

Pauleit S., Li L., Ahern J., Kazmierczak A. 2011: Multifunctional Green Infrastructure Planning to Promote Ecological Services in the City — Kirjassa: Niemelä J. (toim.), *Urban ecology - Patterns, processes and applications*. Oxford University Press. New York. 374 s.

Pert, P.L., Lieske, S.N. & Hill, R. 2013: Participatory Development of a New Interactive Tool for Capturing Social and Ecological Dynamism in Conservation Prioritization — *Landscape and Urban Planning* 114: 80–91.

Pierce, S.M., Cowling, R.M., Knight, A.T., Lombard, A.T., Rouget, M. & Wolf, T. 2005: Systematic Conservation Planning Products for Land-Use Planning: Interpretation for Implementation — *Biological Conservation* 125: 441–458.

- Pouyat, R. V., Yesilonis, I.D., Russell-Anelli, J. & Neerchal, N.K. 2007: Soil Chemical and Physical Properties That Differentiate Urban Land-Use and Cover Types — *Soil Science Society of America Journal* 71: 1010.
- Pouzols, F.M. & Moilanen, A. 2014: A Method for Building Corridors in Spatial Conservation Prioritization — *Landscape Ecology* 29: 789–801.
- Pouzols, F.M., Toivonen, T., Di Minin, E., Kukkala, A.S., Kullberg, P., Kuusterä, J., Lehtomäki, J., Tenkanen, H., Verburg, P.H. & Moilanen, A. 2014: Global Protected Area Expansion Is Compromised by Projected Land-Use and Parochialism — *Nature* 516: 383–386.
- Pressey, R.L. & Bottrill, M.C. 2009: Approaches to Landscape- and Seascape-Scale Conservation Planning: Convergence, Contrasts and Challenges — *Oryx* 43: 464–475.
- Pressey, R.L., Watts, M.E., Barrett, T.W. & Ridges, M.J. 2009: The C-Plan Conservation Planning System: Origins, Applications and Possible Futures — Kirjassa: Moilanen, A., Wilson, K.A. & Possingham, H.P. (toim.), *Spatial Conservation Prioritization – Quantitative Methods & Computational Tools*. Oxford University Press. Oxford. 304 s.
- Pretty, J., Peacock, J., Sellens, M. & Griffin, M. 2005: The Mental and Physical Health Outcomes of Green Exercise. — *International journal of environmental health research* 15: 319–337.
- Pyke, C.R. 2005: Assessing Suitability for Conservation Action: Prioritizing Interpond Linkages for the California Tiger Salamander — *Conservation Biology* 19: 492–503.
- Ranta, P. 2001: Changes in Urban Lichen Diversity After a Fall in Sulphur Dioxide Levels in the City of Tampere, SW Finland — *Annales Botanici Fennici* 38: 295–304.
- Ranta, P., Tanskanen, A. & Siitonen, M. 1997: Vantaan kasvit: kaupunkiekologia, monimuotoisuus ja suojelu — *Lutukka* 13: 67–87.
- Rassi, P., Hyvärinen, E., Juslén, A. & Mannerkoski, I. (toim.) 2010: *Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2010*. Erillisjulkaisu. Ympäristöministeriö ja Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 685 s.
- Rayfield, B., Fortin, M.-J. & Fall, A. 2011: Connectivity for Conservation: A Framework to Classify Network Measures — *Ecology* 92: 847–858.
- Ricketts, T. & Imhoff, M. 2003: Biodiversity, Urban Areas, and Agriculture:

- Locating Priority Ecoregions for Conservation — *Ecology and Society* 8: art34.
- Robbins, P. & Sharp, J.T. 2010: Producing and Consuming Chemicals: The Moral Economy of the American Lawns — Kirjassa: Martzluff, J.M., Shulenberger, E., Endlicher, W., Alberti, M., Bradley, G., Ryan, C., Simon, U. & ZumBrunnen, C. (toim.), *Urban Ecology – An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature*. Springer. New York. 807 s.
- Ruliffson, J.A., Haight, R.G., Gobster, P.H. & Homans, F.R. 2003: Metropolitan Natural Area Protection to Maximize Public Access and Species Representation — *Environmental Science & Policy* 1: 291–299.
- Runge, M.C., Converse, S.J. & Lyons, J.E. 2011: Which Uncertainty? Using Expert Elicitation and Expected Value of Information to Design an Adaptive Program — *Biological Conservation* 144: 1214–1223.
- Rötzer, T., Wittenzeller, M., Haeckel, H. & Nekovar, J. 2000: Phenology in Central Europe – Differences and Trends of Spring Phenophases in Urban and Rural Areas. — *International journal of biometeorology* 44: 60–66.
- Sandström, U.G. 2002: Green Infrastructure Planning in Urban Sweden — *Planning Practice and Research* 17: 373–385.
- Sarkar, S. & Illoldi-Rangel, P. 2010: Systematic Conservation Planning: An Updated Protocol — *Natureza & Conservação* 8: 19–26.
- Sauerwein, M. 2011: Urban soils – Characterization, Pollution, and Relevance in Urban Ecosystems — Kirjassa: Niemelä, J. (toim.), *Urban Ecology: Patterns, Processes and Applications*. Oxford University Press. New York. 374 s.
- Savola, K. 2015: *Helsingin metsien kääpäselvityksen täydennys 2014* — Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 1/2015. 62 s.
- Schneider, A. & Woodcock, C.E. 2008: Extensive? A Comparison of Urban Growth in Twenty-Five Global Cities Using Remotely Sensed Data , Pattern Metrics and Census Information — *Urban Studies* 45: 659–692.
- Seto, K.C., Guneralp, B. & Hutya, L.R. 2012: Global Forecasts of Urban Expansion to 2030 and Direct Impacts on Biodiversity and Carbon Pools — *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109: 16083–16088.
- Shepherd, J.M. 2005: A Review of Current Investigations of Urban-Induced Rainfall and Recommendations for the Future — *Earth Interactions* 9: 1–12.
- Shwartz, A., Turbé, A., Julliard, R., Simon, L. & Prévot, A.-C. 2014: Outstanding

- Challenges for Urban Conservation Research and Action — *Global Environmental Change* 28: 39–49.
- Shwartz, A., Turbé, A., Simon, L. & Julliard, R. 2014: Enhancing Urban Biodiversity and Its Influence on City-Dwellers : An Experiment — *Biological Conservation* 171: 82–90.
- Siikström, H. 2010: *Vantaan luonto purolaaksoista puistoihin* — Vantaan kaupungin ympäristökeskus. Vantaa. 40 s.
- Smith, R.M., Thompson, K., Hodgson, J.G., Warren, P.H. & Gaston, K.J. 2006: Urban Domestic Gardens (IX): Composition and Richness of the Vascular Plant Flora, and Implications for Native Biodiversity — *Biological Conservation* 129: 312–322.
- Snep, R. & Opdam, P. 2010: Integrating Nature Values in urban Planning and Design — Kirjassa: Gaston, K.J. (toim.), *Urban Ecology*. Cambridge University Press. Cambridge. 318 s.
- Soga, M., Yamaura, Y., Koike, S. & Gaston, K.J. 2014: Land Sharing vs. Land Sparing: Does the Compact City Reconcile Urban Development and Biodiversity Conservation? — *Journal of Applied Ecology* 51: 1378–1386.
- Speirs-Bridge, A., Fidler, F., McBride, M., Flander, L., Cumming, G. & Burgman, M. 2010: Reducing Overconfidence in the Interval Judgments of Experts — *Risk Analysis* 30: 512–523.
- Sushinsky, J.R., Rhodes, J.R., Possingham, H.P., Gill, T.K. & Fuller, R.A. 2013: How Should We Grow Cities to Minimize Their Biodiversity Impacts? — *Global Change Biology* 19: 401–410.
- Tallis, H., Ferdaña, Z. & Gray, E. 2008: Linking Terrestrial and Marine Conservation Planning and Threats Analysis — *Conservation Biology* 22: 120–130.
- Tratalos, J., Fuller, R.A., Warren, P.H., Davies, R.G. & Gaston, K.J. 2007: Urban Form, Biodiversity Potential and Ecosystem Services — *Landscape and Urban Planning* 83: 308–317.
- Tukholman kaupunkisuunnitteluvirasto 2013: *Den Gröna Promenadstaden: En Strategi för Utveckling av Stockholms Parker och Natur* — Stockholms Stadsbyggnadkontoret. Tukholma. 36 s.
- Turunen, T. 2003: Valtakunnallisten Alueidenkäyttötavoitteiden Soveltaminen Kaavoituksessa — *Maankäyttö- ja rakennuslaki 2000. Opas* 9. Helsinki. 52 s.

- Tzoulas, K., Korpela, K., Venn, S., Yli-pelkonen, V., Ka, A., Niemelä, J. & James, P. 2007: Promoting Ecosystem and Human Health in Urban Areas Using Green Infrastructure: A Literature Review — *Landscape and Urban Planning* 81: 167–178.
- Van Berkel, D.B. & Verburg, P.H. 2014: Spatial Quantification and Valuation of Cultural Ecosystem Services in an Agricultural Landscape — *Ecological Indicators* 37: 163–174.
- Veisten, K., Smyrnova, Y., Klæboe, R., Hornikx, M., Mosslemi, M. & Kang, J. 2012: Valuation of Green Walls and Green Roofs as Soundscape Measures: Including Monetised Amenity Values Together with Noise-Attenuation Values in a Cost-Benefit Analysis of a Green Wall Affecting Courtyards — *International Journal of Environmental Research and Public Health* 9: 3770–3778.
- Vierikko, K., Niemelä, J., Salminen, J., Jalkanen, J. & Tamminen, N. 2014: *Helsingin kestävä viherrakenne – Miten turvata kestävä viherrakenne ja kaupunkiluonnon monimuotoisuus tiivistyvässä kaupunkirakenteessa* — Helsingin kaupunkisuunnitteluviraston yleissuunnitteluosaston selvityksiä 2014:27. Helsinki. 132 s.
- Väestörekisterikeskus 2015: Kuntien asukasluvut. [www-osoite. Saatavilla: http://www.vrk.fi/default.aspx?docid=8785&action=publish](http://www.vrk.fi/default.aspx?docid=8785&action=publish) — Viitattu 9.4.2015.
- Wang, L., Lyons, J., Kanehl, P. & Bannerman, R. 2001: Impacts of Urbanization on Stream Habitat and Fish Across Multiple Spatial Scales — *Environmental Management* 28: 255–266.
- Wania, A., Kühn, I. & Klotz, S. 2006: Plant Richness Patterns in Agricultural and Urban Landscapes in Central Germany – Spatial Gradients of Species Richness — *Landscape and Urban Planning* 75: 97–110.
- Watson, J. (toim.) 2009: *European Green City Index* — Siemens AG. München. 100 s.
- Ward Thompson, C., Roe, J., Aspinall, P., Mitchell, R., Clow, A. & Miller, D. 2012: More Green Space Is Linked to Less Stress in Deprived Communities: Evidence from Salivary Cortisol Patterns — *Landscape and Urban Planning* 105: 221–229.
- Watts, M.E., Ball, I.R., Stewart, R.S., Klein, C.J., Wilson, K., Steinback, C., Lourival, R., Kircher, L. & Possingham, H.P. 2009: Marxan with Zones:

- Software for Optimal Conservation Based Land- and Sea-Use Zoning — *Environmental Modelling & Software* 24: 1513–1521.
- Weller, B. & Ganzhorn, J.U. 2004: Carabid Beetle Community Composition, Body Size, and Fluctuating Asymmetry along an Urban-Rural Gradient — *Basic and Applied Ecology* 5: 193–201.
- Williams, P.H. & Araújo, M.B. 2002: Apples, Oranges, and Probabilities: Integrating Multiple Factors into Biodiversity Conservation with Consistency — *Environmental Modeling and Assessment* 7: 139–151.
- Wilson, K.A., Cabeza, M. & Klein, C.J. 2009: Fundamental Concepts of Spatial Conservation Prioritization — Kirjassa: Moilanen, A., Wilson, K.A. & Possingham, H.P. (toim.), *Spatial Conservation Prioritization – Quantitative Methods & Computational Tools*. Oxford University Press. Oxford. 304 s.
- Wilson, K.A., Underwood, E.C., Morrison, S.A., Klausmeyer, K.R., Murdoch, W.W., Reyers, B., Wardell-Johnson, G., Marquet, P.A., Rundel, P.W., McBride, M.F., Pressey, R.L., Bode, M., Hoekstra, J.M., Andelman, S., Looker, M., Rondinini, C., Kareiva, P., Shaw, M.R. & Possingham, H.P. 2007: Conserving Biodiversity Efficiently: What to Do, Where, and When — *PLoS Biology* 5: e223.
- Wu, J. 2008: Making the Case for Landscape Ecology an Effective Approach to Urban Sustainability — *Landscape Journal* 27: 41–50.
- Yang, J., McBride, J., Zhou, J. & Sun, Z. 2004: The Urban Forest in Beijing and Its Role in Air Pollution Reduction — *Urban Forestry and Urban Greening* 3: 65–78.
- Yhdistyneet kansakunnat 2014: *World Urbanization Prospects: The 2014 Revision, Highlights*. Erillisjulkaisu. United Nations Department of Economic and Social Affairs. New York. 32 s.
- Yli-Pelkonen, V. 2011: Kaupunkirakenteen tiivistyminen ja ekosysteemipalvelut. — Kirjassa: Aho, S., Alku, A. & Yli-Pelkonen, V. (toim.), *Näkökulmia kaupunkirakenteen tiivistymiseen Helsingin seudulla*. Aalto-yliopiston julkaisusarja CROSSOVER 7/2011. Espoo. 169 s.
- Yli-Pelkonen, V. & Niemelä, J. 2005: Linking Ecological and Social Systems in Cities : Urban Planning in Finland as a Case — *Biodiversity and Conservation* 14: 1947–1967.
- Yoshioka, A., Akasaka, M. & Kadoya, T. 2014: Spatial Prioritization for Biodiversity Restoration: A Simple Framework Referencing Past Species

Distributions — *Restoration Ecology* 22: 185–195.

Liite 1: Asiantuntija-arviot kaupunkibiotooppien soveltumisesta eliöryhmille

Biotooppi (Vierikko ym. 2014)	Biotooppikartan arvo/huomioitiinko	Linnut ¹		Lepakot		Matelijat ja sammakko-eläimet		Pistiäiset		Putkilokasvit		Jäkälat		Käävät		Sudenkorrennot	
		Rik-kaus	Vaate-liaat	Rik-kaus	Vaate-liaat	Rik-kaus	Vaateliaat	Rik-kaus	Vaate-liaat	Rik-kaus	Vaate-liaat	Rik-kaus	Vaateliaat	Rik-kaus	Vaate-liaat	Rik-kaus	Vaate-liaat
Vettä läpäisemättömät pinnat	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kalliomänniköt	Ei huomioitu	1	1	1	0	1	1	1	0	1	0	1	1	2	3	0	0
Harjumetsät	101	1	2	1	0	1	1	2	2	1	1	1	0	1	1	0	0
Kangasmetsät	102	3	2	2	1	1	1	1	0	1	1	1	0	3	3	0	0
Lehdot	103	3	3	3	2	2	2	2	1	3	3	1	1	3	3	0	0
Puustoiset rämeet	104	1	1	1	0	2	2	0	0	1	1	1	0	2	2	1	0
Puustoiset korvet	105	2	2	3	1	2	2	0	0	2	2	1	0	3	3	0	0
Puustoiset luhdat	Ei huomioitu	2	1	2	0	2	2	0	0	2	2	1	1	3	3	0	0
Pienet lehtipuuvaltaiset metsiköt (< 0,5 ha)	Ei huomioitu	2	1	2	2	1	1	1	1	2	1	1	0	2	2	0	0
Avoluhdat ²	Ei huomioitu	2	2	1	0	2	2	0	0	2	2	1	0	0	0	1	0
Nevat	106	1	1	1	0	2	2	0	0	2	2	1	0	0	0	1	0

¹ Lintujen asiantuntija-arviot ovat keskiarvoja kahden asiantuntijan arvioinneista

² Avoluhdat ja nevat yhdistettiin kaupunkibiotooppikartassa avosoistumiksi, joihin sovellettiin nevojen arvoja soveltuvuuskarttoja tehtäessä.

Biotooppi (Vierikko ym. 2014)	Biotooppikartan arvo/huomioitiinko	Linnut ¹		Lepakot		Matelijat ja sammakkoeläimet		Pistiäiset		Putkilokasvit		Jäkälät		Käävät		Sudenkorrennot	
		Rik-kaus	Vaate-liaat	Rik-kaus	Vaate-liaat	Rik-kaus	Vaateliaat	Rik-kaus	Vaate-liaat	Rik-kaus	Vaate-liaat	Rik-kaus	Vaateliaat	Rik-kaus	Vaate-liaat	Rik-kaus	Vaate-liaat
Hietikot	107	1	1	0	0	1	1	3	3	2	0	1	0	0	0	0	0
Kalliolaet ja rinteet	108	1	1	1	0	1	1	3	2	2	1	1	0	0	0	0	0
Kalkkikalliot	109	1	1	1	n	1	1	2	2	3	3	2	1	0	0	0	0
Kalliokedot	110	1	1	1	0	1	1	3	2	3	2	1	1	0	0	0	0
Louhikot ja kivikot	Ei huomioitu	1	1	3	n	1	1	0	0	1	1	1	0	2	2	0	0
Jyrkänteet ja kallionseinämät	Ei huomioitu	1	0	2	n	1	1	0	0	2	1	1	0	1	1	0	0
Ihmisten luomat kosteikot	Ei huomioitu	2	2	0	0	2	2	0	0	3	1	n	n	1	1	2	1
Avoimet ruderaatit	111	2	3	1	0	1	2	2	2	3	1	1	n	0	0	0	0
Varhaisen sukkessiovaiheen puustoiset "joutomaat"	112	2	2	1	0	1	1	2	1	2	0	1	0	2	2	0	0
Pellot	113	3	2	1	0	1	1	1	0	2	1	1	0	0	0	0	0
Viljelypalsta-alueet	114	2	1	1	0	1	1	2	1	3	1	1	0	0	0	0	0
Kosteat niityt ³	Ei huomioitu	2	2	1	1	2	2	2	1	2	1	1	0	0	0	1	1
Tuoreet niityt	115	2	2	1	1	2	1	2	2	2	0	1	0	0	0	0	0
Kedot	116	1	1	1	0	2	2	3	3	3	2	1	0	0	0	0	0

³ Kosteita ja tuoreita niittyjä ei eroteltu kaupunkibiotooppikarttaa tehtäessä. Eliöryhmien soveltuvuuskartoissa niittyihin on sovellettu tuoreiden niittyjen arvoja.

Biotooppi (Vierikko ym. 2014)	Biotooppikartan arvo/huomioitiinko	Linnut ¹		Lepakot		Matelijat ja sammakkoeläimet		Pistiäiset		Putkilokasvit		Jäkälät		Käävät		Sudenkorrennot	
		Rik-kaus	Vaate-liaat	Rik-kaus	Vaate-liaat	Rik-kaus	Vaateliaat	Rik-kaus	Vaate-liaat	Rik-kaus	Vaate-liaat	Rik-kaus	Vaateliaat	Rik-kaus	Vaate-liaat	Rik-kaus	Vaate-liaat
Avoimet varpukankaat	117	1	1	1	0	1	1	1	1	2	0	1	0	0	0	0	0
Hakamaat ja metsälaitumet	118	2	1	3	3	2	2	2	1	2	1	1	0	1	1	0	0
Linnoitukset	119	2	2	2	1	2	2	3	3	3	2	2	1	1	1	0	0
Jokiekosysteemit	120	1	1	0	0	1	1	0	0	1	1	0	0	1	1	2	2
Puroekosysteemit	121	1	1	0	0	2	2	0	0	1	1	0	0	1	1	1	2
Puustoiset virtaveden rannat	122	2	2	3	2	2	2	1	0	3	2	1	0	3	3	0	0
Niittymäiset virtaveden rannat	123	2	2	1	1	2	2	2	1	3	1	1	0	0	0	1	2
Lammet ja rantavyöhyke	124	2	2	1	0	2	2	2	1	3	2	1	0	2	2	3	3
Lähteet	125	0	0	n	0	1	1	0	0	2	1	0	0	1	1	0	0
Luonnontilaiset hiekkarannat	127	1	2	1	0	1	1	3	3	2	1	0	0	0	0	1	0
Rantasoraikot ja -kivikot	126	1	2	1	0	1	1	1	0	3	1	1	0	1	1	1	0
Merenrantakalliot	Ei huomioitu	1	1	1	0	1	1	1	0	2	1	2	1	2	1	0	0
Merenrantaniityt	128	3	2	1	0	2	2	2	1	3	3	1	0	0	0	3	2
Merenrantaruovikot	129	3	2	1	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	2	0
Lintuluodot ja -kalliot	Ei huomioitu	3	2	0	0	1	1	1	0	3	2	2	1	1	1	0	0

Biotooppi (Vierikko ym. 2014)	Biotooppikartan arvo/huomioitiinko	Linnut ¹		Lepakot		Matelijat ja sammakkoeläimet		Pistiäiset		Putkilokasvit		Jäkälät		Käävät		Sudenkorrennot	
		Rik-kaus	Vaate-liaat	Rik-kaus	Vaate-liaat	Rik-kaus	Vaateliaat	Rik-kaus	Vaate-liaat	Rik-kaus	Vaate-liaat	Rik-kaus	Vaateliaat	Rik-kaus	Vaate-liaat	Rik-kaus	Vaate-liaat
Rakennetut puistot	130	2	1	1	0	0	0	1	0	2	0	1	0	1	2	0	0
Kartanopuistot	131	2	2	3	2	1	1	2	2	3	1	2	1	2	2	1	0
Kasvitieteelliset puutarhat	132	2	2	2	1	1	1	3	1	3	0	1	0	2	2	1	0
Siirtolapuutarhat	133	2	2	1	0	1	1	2	1	3	0	1	0	0	0	0	0
Hautausmaat	134	2	2	2	1	1	1	2	1	2	0	2	0	1	2	0	0
Golfkentät	135	2	1	1	0	1	1	2	1	1	0	1	0	0	0	2	1
Avonurmikot	Ei huomioitu	1	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Hiekkakentät	Ei huomioitu	1	1	1	0	0	0	2	2	1	0	0	0	0	0	0	0
Puistokadut	Ei huomioitu	1	0	2	1	0	0	1	0	1	0	1	0	1	1	0	0
Umpikorttelien pihat	136	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
Vanhojen kerrostalolähiöiden pihat ⁴	Ei huomioitu	1	1	1	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0
Pientalojen pihat	137	2	1	1	1	1	1	2	1	2	0	1	0	1	1	0	0
Lentokenttäalueet ⁵	138	2	1	n	0	1	1	2	1	n	n	1	0	0	0	0	0
Pensaikkoiset meluvallit	139	1	1	0	0	0	0	1	1	2	0	1	0	1	1	0	0

⁴ Osa kerrostalolähiöiden pihoista sisältyy vettä läpäisemättömien pintojen (tiiviisti rakennetut alueet) sekä pientaloalueiden pihojen alueisiin.

⁵ Asiantuntija-arvioinnit koskevat Malmin lentokenttäaluetta, jonka arvoja on sovellettu myös Helsinki-Vantaan (Seutulan) lentokentän alueella.

Biotooppi (Vierikko ym. 2014)	Biotooppikartan arvo/huomioi- tiinko	Linnut ¹		Lepakot		Matelijat ja sammakko- eläimet		Pistiäiset		Putkilokasvit		Jäkälät		Käävät		Sudenko- rennot	
		Rik- kaus	Vaate- liaat	Rik- kaus	Vaate- liaat	Rik- kaus	Vaateliaat	Rik- kaus	Vaate- liaat	Rik- kaus	Vaate- liaat	Rik- kaus	Vaa- teliaat	Rik- kaus	Vaate- liaat	Rik- kaus	Vaate- liaat
Puustoiset suojaviheralueet	140	1	1	1	0	0	0	1	0	1	0	1	0	1	1	0	0
Liikenneturmet	Ei huomioitu	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
Voimalinjat	141	1	1	0	0	1	1	3	2	2	1	1	0	0	0	0	0
Rakennetut lammet ja hulevesialtaat	Ei huomioitu	1	0	0	0	2	2	0	0	2	1	0	0	0	0	2	0
Hiekkauimarannat	142	1	0	1	0	0	0	2	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Rakennetut kanavat ja rantaterassit	Ei huomioitu	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0
Hiekka- ja sorakuopat	143	1	1	1	0	2	1	3	3	1	1	1	0	1	1	1	1
Kiviaidat ja kivetykset	Ei huomioitu	1	1	1	0	1	1	2	1	1	0	1	0	0	0	0	0
Viherkatot	Ei huomioitu	1	0	n	n	0	0	2	1	n	0	1	0	0	0	0	0

Liite 2: Kaupunkibiotooppikarttojen koostaminen

Kaupunkibiotooppikartta koostettiin lukuisista eri luontotietoja koskevista paikkatietoaineistoista. Useimmat aineistot olivat vektorimuodossa, joten muokkauksen aikana ne muutettiin rasterimuotoon. Kun aineistot muutettiin rasterimuotoon, jokaiselle annettiin sama solukoko (20 x 20 m), ja kaikki kohdistettiin samalla tavalla ArcGIS:n *Snap by raster* -toiminnolla. Kohdistuksessa käytettiin aina samaa, alkuperäistä Corine Land Cover -tasoa. Tarvittaessa kaikkien aineistojen karttaprojektiot muunnettiin samaan ETRS-TM35-projektioon ArcGIS:n (v10.2.1) omilla projektiomuuntimilla. Mikäli aineistot sisälsivät paikkatietoa myös pääkaupunkiseudun rajojen ulkopuolelta, ne leikattiin Aluerajaus-tason mukaiseksi (vektoritasot *Clip*- ja rasteritasot *Extract by mask* -toiminnolla). Jotkin aineistoista olivat TAB- tai MIF-tiedostomuodossa, joten ne muunnettiin ArcGIS:n tukemaan ShapeFile-muotoon MapInfo Professionalin (v.11.5) *Universal Translator* -työkalulla.

Kaikille kaupunkibiotooppirastereille asetettiin biotooppia vastaava arvo *Reclassify*-toiminnolla, jossa kulloistakin biotooppia kuvaavat solut saivat biotooppia vastaavan arvon ja muut solut arvon NoData. Lopuksi rasterit yhdistettiin yhdeksi karttatasoksi *Mosaic to new raster* -toiminnolla (*Mosaic operator*: MAX -asetus, jolloin eri karttatasojen päällekkäisten solujen suurin arvo päätyi lopulliseen karttaan).

Aluerajaus

Käytetyt aineistot:

- MML:n Kunnanrajat 2014-aineisto (2013)

Aineiston muokkaus: Polygoneista valittiin Helsinki, Espoo, Vantaa ja Kauniainen *Select by attributes* -toiminnolla ”Kunnan nimi” -kentän perusteella. Valitut polygonit yhdistettiin uudeksi polygoniksi *Aggregate polygons* -toiminnolla.

Rakennukset, tiet ja muut läpäisemättömät pinnat

Kaupunkibiotooppikartan arvo: 100

Käytetyt aineistot:

- HSY:n maanpeiteaineisto (2014)

Aineiston muokkaus: HSY:n maanpeiteaineiston vektorimuotoiset rakennukset-, tiet- ja vettä läpäisemättömät pinnat -karttatasot muutettiin rasteriksi *Polygon to raster*-toiminnolla. Rakennukset- ja vettä läpäisemättömät pinnat -tasoja muunnettaessa rasterin solujen arvoksi määritettiin 100, mikäli suurin osa solun pinta-alasta jäi yhden tai useamman polygonin alle (*Cell center type: Maximum combined area* -asetus).

Tiet-tasolle luotiin ensin 5 metrin puskurivyöhyke *Buffer*-toiminnolla. Rasteroinnissa rasterin solut saivat arvon 100, mikäli suurin osa solun pinta-alasta jäi yhden tai useamman tiepolygonin alle (*Cell center type: Maximum combined area* -asetus).

Harjumetsät

Kaupunkibiotooppikartan arvo: 101

Käytetyt aineistot:

- Uudenmaan ELY-keskuksen harjuaineisto
- Metlan valtakunnan metsien inventointiaineisto (VMI), puuston ikä (2011)

Aineiston muokkaus: Vektorimuotoinen harjuaineisto muutettiin rasterimuotoon *Feature to raster* -toiminnolla. Kaikkien rasterin solujen arvoksi määritettiin 300 *Reclassify*-toiminnolla. Tämän jälkeen harjurasterin ja puuston ikä -rasterin arvot laskettiin yhteen *Plus*-toiminnolla. Tällöin kaikki ne solut, joiden arvo oli yli 300, olivat harjualueilla sijaitsevia metsiä (VMI:n puuston ikä -aineistossa korkein arvo oli 205). Harjumetsät erotettiin omaksi rasterikseen *Reclassify*-toiminnolla, jossa harjumetsille annettiin biotooppikartan arvo 100 ja muille soluille arvoksi NoData.

Kangasmetsät

Kaupunkibiotooppikartan arvo: 102

Käytetyt aineistot:

- Metlan valtakunnan metsien inventointiaineisto (VMI), kasvupaikka (2011)

Aineiston muokkaus: VMI-rasterin arvot 3 ja 4 (tuoreet ja kuivahkot kankaat) muutettiin biotooppikartan arvoksi 102 *Reclassify*-toiminnolla. Muut rasterin solut saivat arvon NoData.

Lehdot

Kaupunkibiotooppikartan arvo: 103

Käytetyt aineistot:

- Metlan valtakunnan metsien inventointiaineisto (VMI), kasvupaikka (2011)

Aineiston muokkaus: VMI-rasterin arvot 1 (lehdot) muutettiin biotooppikartan arvoksi 103 *Reclassify*-toiminnolla. Muut rasterin solut saivat arvon NoData.

Puustoiset rämeet

Kaupunkibiotooppikartan arvo: 104

Käytetyt aineistot:

- Metlan valtakunnan metsien inventointiaineisto (VMI), kasvupaikka (2011)

Aineiston muokkaus: VMI-rasterin arvot 5 ja 6 (rämeet) muutettiin biotooppikartan arvoksi 104 *Reclassify*-toiminnolla. Muut rasterin solut saivat arvon NoData.

Puustoiset korvet

Kaupunkibiotooppikartan arvo: 105

Käytetyt aineistot:

- Metlan valtakunnan metsien inventointiaineisto (VMI), kasvupaikka (2011)

Aineiston muokkaus: VMI-rasterin arvot 2 (lehtomaiset kankaat) muutettiin biotooppikartan arvoksi 105 *Reclassify*-toiminnolla. Muut rasterin solut saivat arvon NoData.

Avosoistumat:

Kaupunkibiotooppikartan arvo: 106

Käytetyt aineistot:

- MML:n maastotietokanta (2010); ks. tarkemmin Kuusterä ym. (2014)
- Metlan valtakunnan metsien inventointiaineisto (VMI), maaluokat (2011)
- Helsingin luontotietojärjestelmän Arvokkaat kasvikohteet -aineisto (2015)

Aineiston muokkaus: Uudenmaan liitossa tuotettu soistumat-karttataso muutettiin rasteriksi *Feature to raster*-toiminnolla. Koska suuri osa Uudenmaan liiton soistumat-aineistosta koski metsäisiä soita, avosuot erotettiin aineistosta VMI:n maaluokat-aineiston avulla. Uudenmaan liiton aineiston soistumille annettiin *Reclassify*-toiminnolla arvo 100, ja uusi karttataso laskettiin VMI:n aineiston kanssa yhteen *Plus*-toiminnolla. Summarasterin soluista ne, joiden arvo oli 102 tai 103 olivat VMI:n luokittelun mukaisia kitu- tai joutomaita, jotka sijaitsivat soistuneella alueella – siis avosoita. Summarasterin solut uudelleenarvotettiin *Reclassify*-toiminnolla siten, että arvon 102 ja 103 solut saivat biotooppikartan mukaisen arvon 106 ja muut solut arvon NoData.

Lisäksi avosoistumiin laskettiin Helsingin luontotietojärjestelmän nevat ja luhdet. Arvokkaat kasvikohteet -karttatasosta valittiin ne polygonit, joiden Nimi- tai Kuvaus-kentässä esiintyi hakusana ”neva” tai ”luhta”. Valitut polygonit muutettiin rasteriksi *Feature to raster* -toiminnolla, ja niille annettiin kaupunkibiotooppikartan mukainen arvo 106 *Reclassify*-toiminnolla.

Hietikot

Kaupunkibiotooppikartan arvo: 107

Käytetyt aineistot:

- Corine Land Cover (2006) ja MML:n maastotietokanta (2010); ks. tarkemmin Kuusterä ym. (2014)

Aineiston muokkaus: Muutettiin Uudenmaan liitossa tuotettu karttataso rasteriksi *Feature to raster*-toiminnolla.

Kalliolaet ja rinteet

Kaupunkibiotooppikartan arvo: 108

Käytetyt aineistot:

- Corine Land Cover (2012)

Aineiston muokkaus: Corinen arvo 31 muutettiin biotooppia vastaavaksi arvoksi 108 *Reclassify*-toiminnolla.

Kalkkikalliot

Kaupunkibiotooppikartan arvo: 109

Käytetyt aineistot:

- SYKE:n kalkkikallioaineisto (2009, 2010, 2013); ks. tarkemmin Kuusterä ym. (2014)

Aineiston muokkaus: Muutettiin vektorimuotoinen aineisto rasteriksi *Feature to raster*-toiminnolla.

Kalliokedot

Kaupunkibiotooppikartan arvo: 110

Käytetyt aineistot:

- Uudenmaan ELY-keskuksen perinnebiotooppiaineisto; ks. tarkemmin Kuusterä ym. (2014)
- Helsingin perinnebiotooppiaineisto (2011)
- Espoon perinnebiotooppiaineisto (2014)

Aineiston muokkaus: Jokaisesta aineistosta valittiin kalliokedot *Select by attributes* -toiminnolla (Ely:n aineiston ”Kohde”-, Helsingin ”Nimi”- ja

Espoon ”Luontotyyppi”-kentän perusteella). Helsingin aineistojen Heikinlaakson kallioketo -kohde poistettiin manuaalisesti, sillä se sisältyi jo Ely-keskuksen aineistoon. Valitut polygonit muutettiin rasteriksi *Feature to raster* -toiminnolla.

Avoimet ruderaatit

Kaupunkibiotooppikartan arvo: 111

Käytetyt aineistot:

- Helsingin luontotietojärjestelmän arvokkaat lintukohteet -aineisto

Aineiston muokkaus: Helsingin arvokkaista lintukohteista valittiin ne, joiden ”Nimi”- tai ”Kuvaus”-kentässä mainittiin hakusana ”ruderaat”, ”joutomaa” tai ”täyttömä” *Select by attributes* -toiminnolla. Valitut polygonit muutettiin rasteriksi *Feature to raster* -toiminnolla.

Varhaisen sukkessiovaiheen puustoiset ”joutomaat”

Kaupunkibiotooppikartan arvo: 112

Käytetyt aineistot:

- Metlan valtakunnan metsien inventointiaineisto (VMI), puuston ikä (2011)

Aineiston muokkaus: VMI-taso muutettiin *Reclassify*-toiminnolla siten, että ne solut, joiden puusto oli alle 20-vuotiaista (solun arvo <20) saivat biotooppikartan arvon 112 ja muut solut arvon NoData.

Pellot

Kaupunkibiotooppikartan arvo: 113

Käytetyt aineistot:

- Corine Land Cover (2012)

Aineiston muokkaus: Corinen arvo 15 muutettiin biotooppiarvoksi 113 *Reclassify*-toiminnolla.

Viljelypalsta-alueet

Kaupunkibiotooppikartan arvo: 114

Käytetyt aineistot:

- Helsingin asemakaavojen viheralueet
- Espoon YAOH-viheraluekisteri
- Espoon palstaviljelmäaineisto
- Vantaan viljelypalsta-alueaineisto

Aineiston muokkaus: Helsingin asemakaavoista valittiin viljelypalsta-alueet *Select by attributes* -toiminnolla ne kohteet, joiden Kaavamääräys-kentässä luki ”Palstaviljelyalue” ja muutettiin ne rasterimuotoon *Feature to raster* -toiminnolla. Espoon viljelypalsta-alueet olivat pistemäisenä tietona, joten niiden aluerajauksissa hyödynnettiin Espoon YAOH-rekisteriä. Rekisterin kohteista valittiin ne, joiden alueella oli viljelypalsta-alueaineiston pisteet sijaitsivat *Select by location* -toiminnolla (*Target layer contains the Source layer feature* -asetus). Kaikkia pistemäisten palsta-alueaineiston kohteet ei saatu valittua mukaan, sillä joidenkin pisteiden kohdalla ei ollut YAOH-aineiston polygonia. Valitut polygonit muutettiin rasterimuotoon *Feature to raster* -toiminnolla. Vantaan viljelypalsta-alueaineiston polygonit muutettiin rasterimuotoon *Feature to raster* -toiminnolla.

Niityt

Kaupunkibiotooppikartan arvo: 115

Käytetyt aineistot:

- Uudenmaan Ely-keskuksen perinnebiotooppiaineisto (2008)
- Helsingin perinnebiotooppiaineisto (2011)
- Espoon perinnebiotooppiaineisto (2014)
- Vantaan nurmet-aineisto (2015)

Aineiston muokkaus: Ely-keskuksen, Helsingin ja Espoon aineistosta valittiin niityt *Select by attributes* -toiminnolla (hakusana ”niitty” Ely:n aineiston ”Kohde”-, Helsingin ”Nimi”- ja Espoon ”Luontotyyppi”-kentän perusteella). Vantaan aineistoa käytettiin sellaisenaan. Valitut polygonit muutettiin rasteriksi *Feature to raster* -toiminnolla.

Kedot

Kaupunkibiotooppikartan arvo: 116

Käytetyt aineistot:

- Uudenmaan Ely-keskuksen perinnebiotooppiaineisto (2008)
- Helsingin perinnebiotooppiaineisto (2011)
- Espoon perinnebiotooppiaineisto (2014)

Aineiston muokkaus: Jokaisesta aineistosta valittiin kedot *Select by attributes* -toiminnolla (hakusana ”keto” Ely:n aineiston ”Kohde”-, Helsingin ”Nimi”- ja Espoon ”Luontotyyppi”-kentän perusteella). Kohteita valittaessa varmistettiin, että aineistojen kallioketokohteita ei sisältynyt hakuun. Valitut polygonit muutettiin rasteriksi *Feature to raster* -toiminnolla.

Avoimet varpukankaat

Kaupunkibiotooppikartan arvo: 117

Käytetyt aineistot:

- Corine Land Cover (2012)

Aineiston muokkaus: Corinen arvo 28 muutettiin biotooppiarvoksi 117 *Reclassify*-toiminnolla.

Hakamaat ja metsälaitumet

Kaupunkibiotooppikartan arvo: 118

Käytetyt aineistot:

- Corine Land Cover (2012)

Aineiston muokkaus: Corinen arvo 22 muutettiin biotooppiarvoksi 118 *Reclassify*-toiminnolla.

Linnoitukset

Kaupunkibiotooppikartan arvo: 119

Käytetyt aineistot:

- Museoviraston Muinaisjäännösalueet-aineisto (2012)

Aineiston muokkaus: Aineisto rajattiin pääkaupunkiseudun alueelle *Clip*-toiminnolla.

Seuraavaksi valittiin kohteista ne, joiden ”Nimi”-kentässä esiintyi sana ”tukikohta”.

Valitut polygonit muutettiin rasteriksi *Feature to raster* -toiminnolla.

Jokiekosysteemit

Kaupunkibiotooppikartan arvo: 120

Käytetyt aineistot:

- Corine Land Cover (2012)
- SYKE:n uomaverkostoaineisto (2013)

Aineiston muokkaus: Corine-aineistosta valittiin ne solut, joiden arvo oli 42 *Select by attributes* -toiminnolla. Valitut solut muutettiin polygonimuotoon *Raster to polygon* -aineistolla. Koska Corine käsitti vain osan pääkaupunkiseudun joista, käytettiin lisäksi SYKE:n viivamuotoista uomaverkostoaineistoa. Uoma-aineistolle muodostettiin 10 metrin puskurivyöhyke *Buffer*-toiminnolla. Lopuksi uoma-aineisto yhdistettiin Corinen aineistoon *Merge*-toiminnolla ja muutettiin rasteriksi *Feature to raster* -toiminnolla.

Puroekosysteemit

Kaupunkibiotooppikartan arvo: 121

Käytetyt aineistot:

- Helsingin luontotietojärjestelmän virtavesiaineisto (2007, päivitetty 2013)
- Espoon maastotietokantaan perustuva virtavesiaineisto
- Vantaan pienvesiaineisto

Aineiston muokkaus: Espoon virtavesiaineisto käsitti osaksi Helsingin, Vantaan ja Kirkkonummen alueita, joten sen tutkimusalueen ylittävät osat leikattiin pois *Clip*-toiminnolla. Samoin Vantaan virtavesiaineistosta leikattiin *Clip*-toiminnolla Vantaan rajat ylittävät puro-osuudet. Virtavesiaineistot muutettiin rasteriksi *Feature to raster* -toiminnolla.

Puustoiset ja kerrokselliset virtaveden rannat

Kaupunkibiotooppikartan arvo: 122

Käytetyt aineistot:

- Suomen ympäristökeskuksen uomaverkostoaineisto (2013)
- Corine Land Cover (2012)

Aineiston muokkaus: Uomaverkostoaineisto rajattiin pääkaupunkiseudun alueelle *Clip*-toiminnolla. Aineisto käsittää vain pääkaupunkiseudun suurimmat joet ja purot. Jokiuomille tehtiin 20 metrin puskurivyöhyke *Buffer*-toiminnolla ja muutettiin rasteriksi *Feature to raster* -toiminnolla. Rantavyöhykkeiden puustoisuus saatiin selville Corinen avulla. Rantavyöhykerastereille annettiin arvo 100 *Reclassify*-toiminnolla, ja se laskettiin yhteen Corinen arvojen kanssa *Plus*-toiminnolla. Näin uudesta summarasterista saatiin valittua puustoiset rantavyöhykkeet (arvot 122, 123, 124, 125 ja 129) eli ne, jotka osuivat päällekkäin Corinen puustoisten tai pensaikkoisten maanpeiteluokkien kanssa. Valinta suoritettiin *Reclassify*-toiminnolla niin, että summarasterin arvot 122, 123, 124, 125 ja 129 saivat kaupunkibiotooppikartan arvon 122 ja loput solut saivat arvon NoData.

Avoimet, niittymäiset virtaveden rannat

Kaupunkibiotooppikartan arvo: 123

Käytetyt aineistot:

- Suomen ympäristökeskuksen uomaverkostoaineisto (2013)
- Corine Land Cover (2012)

Aineiston muokkaus: Avoimet virtavesien rannat määritettiin vastaavalla tavalla kuin puustoiset virtavesien rannat, eli uomaverkostoaineiston puskurirasterin ja Corinen summien perusteella. Avoimien rantavyöhykkeiden arvot summarekisterissä olivat 112, 119, 121, 126 ja 127. Niille annettiin *Reclassify*-toiminnolla kaupunkibiotooppikartan arvo 123, ja muut solut saivat arvon NoData.

Lammet, järvet ja rantavyöhyke

Kaupunkibiotooppikartan arvo: 124

Käytetyt aineistot:

- Corine Land Cover (2012)

Aineiston muokkaus: Corinen soluista valittiin *Select by attributes* -toiminnolla ne, joiden arvo oli 43. Valittujen solujen perusteella luotiin uusi lammet ja järvet -vektoriaineisto *Raster to polygon* -toiminnolla. Vektorille tehtiin 20 metrin puskurivyöhyke *Buffer*-toiminnolla, jotta lampien rantavyöhykkeet saatiin mukaan analyysiin. Puskurivyöhyketasot muutettiin rasterimuotoon *Feature to raster* -toiminnolla.

Lähteet

Kaupunkibiotooppikartan arvo: 125

Käytetyt aineistot:

- MML:n lähdekartoitus (2010); ks. tarkemmin Kuusterä ym. (2014)
- Espoon lähdekartoitus (2012)

Aineiston muokkaus: Pistemuodossa olleet lähteet muutettiin 20 x 20 metrin soluiksi *Point to raster* -toiminnolla.

Rantasoraikat ja -kivikot

Kaupunkibiotooppikartan arvo: 126

Käytetyt aineistot:

- Corine Land Cover (2006) ja MML:n maastotietokanta; ks. tarkemmin Kuusterä ym. (2014)

Aineiston muokkaus: Uudenmaan liitossa valmistettu rantahietikot-karttatase muutettiin rasteriksi *Feature to Raster* -toiminnolla.

Luontaiset hiekkarannat

Kaupunkibiotooppikartan arvo: 127

Käytetyt aineistot:

- Suomen ympäristökeskuksen BRISK-hankkeen hiekkaranta-aineisto (2011)

Aineiston muokkaus: BRISK:n pistemuodossa olleet hiekkarannat muutettiin 20 x 20 metrin soluiksi *Point to raster* -toiminnolla.

Merenrantaniityt

Kaupunkibiotooppikartan arvo: 128

Käytetyt aineistot:

- Uudenmaan Ely-keskuksen perinnebiotooppiaineisto; ks. tarkemmin Kuusterä ym. (2014)
- Espoon perinnebiotooppiaineisto (2014)

Aineiston muokkaus: Ely-keskuksen ja Espoon aineistosta valittiin merenrantaniityt *Select by attributes* -toiminnolla (hakusana ”merenrantaniitty” Ely:n aineiston ”Kohde”-kentästä ja hakusana ”rantaniitty” Espoon ”Luontotyyppi”-kentästä). Valitut polygonit muutettiin rasteriksi *Feature to raster* -toiminnolla.

Rantaruovikot

Kaupunkibiotooppikartan arvo: 129

Käytetyt aineistot:

- Corine Land Cover (2012)

Aineiston muokkaus: Corinen arvot 41 muutettiin biotooppiarvoksi 129 *Reclassify*-toiminnolla.

Rakennetut puistot

Kaupunkibiotooppikartan arvo: 130

Käytetyt aineistot:

- Helsingin asemakaavojen viheralueet
- Espoon YAOH-viheraluerasteri
- Espoon asemakaavojen viheralueet
- Vantaan asemakaavojen viheralueet

Aineiston muokkaus: Kaavoista valittiin puistot *Select by attributes* -toiminnolla. Helsingin aineistosta valittiin ne polygonit, joiden Kaavamerkintä-kentässä luki ”P”, ”PH”, ”PI”, ”Pi”, ”Ps”, ”VK”, tai merkintä alkoi ”VP”-tunnuksella. Polygonit kattoivat erilaiset puistot ja leikkipuistot. Espoon YAOH-aineistosta valittiin ne polygonit, joiden Viheralueluokka-kentässä luki ”Puisto”. Vantaan asemakaavoista valittiin ne polygonit, joiden Tulkittu kaavamääräys -kentässä luki ”VP” (puisto) tai ”VK” (leikkialueet). Valitut polygonit muutettiin rastereiksi *Feature to raster* -toiminnolla.

Kartanopuistot

Kaupunkibiotooppikartan arvo: 131

Käytetyt aineistot:

- Helsingin asemakaavojen viheralueet

Aineiston muokkaus: Valittiin aineistosta ne polygonit, joiden Kaavamääräys-kentässä mainittiin sana ”Kartano” ja Kaavamerkintä-kentässä merkintä alkoi V-kirjaimella (puistot) *Select by attributes* -toiminnolla. Jälkimmäinen tarkennus tehtiin siksi, että pelkällä ”Kartano”-hakusanalla valintaan sisältyi myös Tuomarinkartanon läheisiä suoja- ja maatalousalueita. Haun perusteella saatiin valittua Tuomarinkylän ja Uutelan kartanopuistot.

Kasvitieteelliset puutarhat

Kaupunkibiotooppikartan arvo: 132

Käytetyt aineistot:

- Helsingin asemakaavojen viheralueet

Aineiston muokkaus: Viheralueiden polygoneista valittiin käsin *Select*-toiminnolla Kumpulan ja Kaisaniemen kasvitieteelliset puutarhat. Valitut polygonit yhdistettiin samalle karttatasolle *Merge*-toiminnolla ja muutettiin rasteriksi *Feature to raster* -toiminnolla.

Siirtolapuutarhat

Kaupunkibiotooppikartan arvo: 133

Käytetyt aineistot:

- Helsingin asemakaavojen viheralueet
- Espoon ryhmäpuutarha-alueaineisto
- Espoon YAOH-viheraluerekisteri

Aineiston muokkaus: Helsingin asemakaavojen viheralueista valittiin *Select by attributes* -toiminnolla ne kohteet, joiden Kaavamääräys-kentässä esiintyi hakusana ”siirtolapuutarha” tai ”ryhmäpuutarha” ja muutettiin ne rasterimuotoon *Feature to raster* -toiminnolla. Espoon ryhmäpuutarha-alueet olivat pistemäisenä tietona, joten niiden aluerajauksissa hyödynnettiin Espoon YAOH-rekisteriä. Rekisterin kohteista valittiin ne, joiden alueella ryhmäpuutarha-alueaineiston pisteet sijaitsivat *Select by location* -toiminnolla (*Target layer contains the Source layer feature* -asetus). Valitut polygonit muutettiin rasterimuotoon *Feature to raster* -toiminnolla. Vantaan aineistoista ei saatu eroteltua siirtolapuutarhoja.

Hautausmaat

Kaupunkibiotooppikartan arvo: 134

Käytetyt aineistot:

- Helsingin asemakaavojen viheralueet
- Espoon asemakaavojen viheralueet
- Vantaan yleiskaavan viheralueet

Aineiston muokkaus: Helsingin asemakaavojen viheralueista valittiin *Select by attributes* -toiminnolla ne kohteet, joiden Kaavamääräys-kentässä esiintyi hakusana ”hautausmaa” tai ”urnaleh” ja muutettiin ne rasterimuotoon *Feature to raster* -toiminnolla. Espoon asemakaavojen viheralueista valittiin ne polygonit, joiden Teksti-kentässä oli kaavamääräys ”EH”. Samoin Vantaan yleiskaavan viheralueaineistosta valittiin ne polygonit, joiden Tulkittu käyttö -kentässä oli kaavamääräys ”EH”.

Golfkentät

Käytetyt aineistot: 135

- Corine Land Cover (2012)
- Jyväskylän yliopiston Lipas-liikuntapaikkapalvelu (2013)

Aineiston muokkaus: Corinen arvot 14 muutettiin biotooppikartan arvoa vastaavaksi arvoksi 135 *Reclassify*-toiminnolla. Corinen luokittelu kattoi kaikki pääkaupunkiseudun golfkentät, mikä tarkistettiin Lipas-aineiston perusteella.

Umpikorttelien pihat

Kaupunkibiotooppikartan arvo: 136

Käytetyt aineistot:

- Corine Land Cover (2012)
- HSY:n maanpeiteaineisto (2014)

Aineiston muokkaus: HSY:n maanpeiteaineistosta muodostetun rasterin (ks. Rakennukset, tiet ja muut läpäisemättömät pinnat) arvot muutettiin arvoon 0 *Reclassify*-toiminnolla ja kerrottiin Corinen kanssa Times-toiminnolla. Näin Corinen rakennettujen alueiden soluista saatiin poistettua rakennukset ja muut läpäisemättömät pinnat, joten jäljelle jäivät rakennettujen alueiden pihat. Corinen arvo 1, yhtenäinen kaupunkirakenne, muutettiin biotooppikartan arvoksi 136 *Reclassify*-toiminnolla. Osa väljemmin rakennettujen kerrostalolähiöiden pihoista sisältyy tähän luokkaan.

Pientalojen pihat

Kaupunkibiotooppikartan arvo: 137

Käytetyt aineistot:

- Corine Land Cover (2012)
- HSY:n maanpeiteaineisto (2014)

Aineiston muokkaus: Pientalojen pihat määritettiin vastaavalla tavalla kuin umpikortteleiden pihat: kertomalla 0-arvon saanut HSY:n maanpeiteaineisto ja Corine keskenään *Times*-toiminnolla. Jäljelle jääneet Corinen arvon 2 solut (epäyhtenäinen kaupunkirakenne) saivat biotooppikartan arvon 137 *Reclassify*-toiminnolla. Osa väljemmin rakennettujen kerrostalolähiöiden pihoista sisältyy tähän aineistoon.

Lentokenttäalueet

Kaupunkibiotooppikartan arvo: 138

Käytetyt aineistot:

- Corine Land Cover (2012)

Aineiston muokkaus: Corinen arvot 6 muutettiin biotooppiarvoksi 138 *Reclassify*-toiminnolla.

Pensasvaltaiset melu- ja maisemavallit

Kaupunkibiotooppikartan arvo: 139

Käytetyt aineistot:

- Corine Land Cover (2012)

Aineiston muokkaus: Corinen aineistoista erotettiin tiet valitsemalla *Select by attributes* -toiminnolla ne solut, joilla oli arvo 4 ja muutettiin ne vektorimuotoon *Raster to polygon* -toiminnolla. Syntyneelle tieaineistolle tehtiin *Buffer*-toiminnolla 20 metrin levyinen puskurivyöhyke, joka muutettiin rasteriksi *Feature to raster* -toiminnolla, ja jonka arvot muutettiin 100:ksi *Reclassify*-toiminnolla.

Puskurivyöhykerasteri laskettiin yhteen Corinen kanssa *Plus*-toiminnolla.

Summarasterista saatiin esille tienvierustojen pensaikkoiset alueet, joiden arvo oli 129. Lopuksi summarasterin arvot muutettiin *Reclassify*-toiminnolla siten, että tienvierustojen pensaikkoiset solut saivat kaupunkibiotooppikartan arvon 139 ja muut solut arvon 0.

Puustoiset suojaviheralueet

Kaupunkibiotooppikartan arvo: 140

Käytetyt aineistot:

- Helsingin asemakaavojen viheralueet
- Espoon asemakaavojen viheralueet
- Vantaan yleiskaavan viheralueet
- Metlan VMI-aineisto, maaluokat (2011)

Aineiston muokkaus: Kaupunkien viheralueaineistoista valittiin *Select by attributes* -toiminnolla ne polygonit, joiden kaavamääräys oli ”EV” eli suojaviheralue (Helsingillä Kaavamääräys-, Espoolla Teksti- ja Vantaalla Tulkittu käyttö -kentässä). Valitut polygonit muutettiin rasteriksi *Feature to raster* -toiminnolla, ja niille annettiin arvo 100 *Reclassify*-toiminnolla. Suojaviheraluerasteri laskettiin yhteen Metlan maaluokat-aineiston kanssa *Plus*-toiminnolla. Summarasterin ne solut, joiden

arvo oli 101, olivat metsämaaluokkaan kuuluvia suojaviheralueella sijaitsevia soluja, siis puustoisia suojaviheralueita.

Voimalinjat

Kaupunkibiotooppikartan arvo: 141

Käytetyt aineistot:

- Fingridin voimalinja-aineisto (2010)
- Corine Land Cover (2012)

Aineiston muokkaus: Viivamuotoinen vektoriaineisto rajattiin tutkimusalueelle *Clip*-toiminnolla. Tämän jälkeen voimalinjojen vedenpäälliset osuudet poistettiin manuaalisesti. Vedenpäällisten osuuksien päälle piirrettiin polygonit, joiden alle jäävät osuudet valittiin *Select by location* -toiminnolla (*Select those centroid within* -asetus) ja leikattiin pois voimalinja-aineistosta *Clip*-toiminnolla. Vedenpäälliset osuudet tulkittiin Corinen perusteella. Maanpäällisille voimalinjoille tehtiin *Buffer*-toiminnolla 10 metrin puskurivyöhyke (*Flat*-asetuksella, eli puskuri ei ulottunut viivan pätyyn), joka muutettiin rasterimuotoon *Feature to raster* -toiminnolla.

Hiekkauimarannat

Kaupunkibiotooppikartan arvo: 142

Käytetyt aineistot:

- Jyväskylän yliopiston Lipas-liikuntapaikkapalvelu (2013)

Aineiston muokkaus: Lipas-palvelun pistemäiset uimarannat muutettiin 20 x 20 metrin rasterisoluiksi *Point to raster* -toiminnolla.

Hiekka- ja sorakuopat

Kaupunkibiotooppikartan arvo: 143

Käytetyt aineistot:

- Corine Land Cover (2012)

Aineiston muokkaus: Corinen arvot 7 muutettiin biotooppiarvoksi 143 *Reclassify*-toiminnoilla.

Kaupunkibiotooppikartan viimeistely

Koska kaupunkibiotooppikartta koostui lukuisista erillisistä aineistoista, karttaan jäi yksittäisiä ”tyhjiä” soluja, jotka eivät sisältyneet mihinkään karttatasoon. Soluille annettiin arvot Corine-aineiston avulla. Kaupunkibiotooppikartta ja Corine-taso yhdistettiin *Mosaic to new raster* -toiminnoilla (*Mosaic operator: MAX* -asetus). Corine-tason solut, siis ne, joiden arvo oli alle 100, saivat kaupunkibiotooppikarttaa vastaavat arvot *Reclassify*-toiminnoilla. Arvot muutettiin karttatarkastelun perusteella seuraavasti: 1→136, 2→137, 3→100, 4→100, 5→100, 6→138, 10→130, 11→100, 12→115, 13→115, 15 (Vernon raviradan alue) →11, 17→118, 18→115, 19→115, 20→115, 21→115, 22→118, 23→102, 24→102, 25→102, 26→115, 27→117, 28→117, 32→116, 33→111, 35→106, 36→139, 37→106, 38→115, 40→124, 41→129, 42→NoData, 43→NoData, 44→NoData, 48→NoData

Helsingin yleiskaava 2050 -karttataso

Käytetyt aineistot:

- Helsingin yleiskaava 2050 -aineisto (2015)
- Valmis, nykytilaa kuvaava kaupunkibiotooppikartta

Aineiston muokkaus: Vektorimuotoisesta Helsingin yleiskaava -karttatasosta erotettiin ensiksi pientaloalueet valitsemalla *Select by attributes* -toiminnoilla ne polygonit, joiden Pääkäyttötarkoitus-kentässä luki ”A4”. Valitut polygonit muutettiin rasterimuotoon *Feature to raster* -toiminnoilla ja uudelleenarvotettiin *Reclassify*-toiminnoilla siten, että pientaloalueiden solut saivat arvon 137 (pientaloalueiden pihat) ja muut solut arvon NoData. Vastaavasti tiiviin asumisen, työpaikkojen, yhdyskuntahuollon ja keskusten alueet erotettiin *Select by attributes* -toiminnoilla (Pääkäyttötarkoitus-kentässä luki hakusana ”A1”, ”A2”, ”A3”, ”C1”, ”C2”, ”C3”, ”ET”, ”LS” tai ”T”), muutettiin rasterimuotoon *Feature to raster* -toiminnoilla, ja uudelleenarvotettiin *Reclassify*-toiminnoilla siten, että kaikki kerrostalo- ja keskusalueiden solut saivat arvon 100 (vettä läpäisemättömät pinnat) ja muut solut arvon NoData.

Lopuksi Helsingin yleiskaavaehdotuksen pientalo- ja muiden rakennettavien alueiden karttatasot yhdistettiin nykyhetkeä kuvaavaan kaupunkibiotooppikarttaan *Mosaic to new raster* -toiminnolla (*Mosaic operator: LAST* -asetus). Tuloksena oli kaupunkibiotooppikartta, joka kuvasi tilannetta, jossa Helsingin yleiskaavaehdotuksen mukainen rakentaminen oli toteutunut.

Liite 3: Pääkaupunkiseudun prioriteettikartta

